

## Métodos para Medir a Sustentabilidade na Aquicultura



ISSN 0104-866X

Dezembro, 2012

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária*

*Embrapa Meio-Norte*

*Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

## ***Documentos*** 218

# **Métodos para Medir a Sustentabilidade na Aquicultura**

*Janaina Mitsue Kimpara*

*Ariel David Zadiband*

*Wagner Cotroni Valenti*

Embrapa Meio-Norte

Teresina, PI

2012

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

**Embrapa Meio-Norte**

Av. Duque de Caxias, 5.650, Bairro Buenos Aires

Caixa Postal 01

CEP 64006-220, Teresina, PI

Fone: (86) 3089-9100

Fax: (86) 3089-9130

Home page: [www.cpamn.embrapa.br](http://www.cpamn.embrapa.br)

Email: [sac@cpamn.embrapa.br](mailto:sac@cpamn.embrapa.br)

**Comitê de Publicações**

Presidente: *Rosa Maria Cardoso Mota de Alcantara*

Secretário-administrativo: *Manoel Gevandir Muniz Cunha*

Membros: *Humberto Umbelino de Sousa, Lígia Maria Rolim Bandeira, Igor Outeiral da Silva, Orlane da Silva Maia, Braz Henrique Nunes Rodrigues, João Avelar Magalhães, Laurindo André Rodrigues, Ana Lúcia Horta Barreto, Izabella Cabral Hassum, Bruno de Almeida Souza, Francisco de Brito Melo, Francisco das Chagas Monteiro, Marcos Jacob de Oliveira Almeida*

Supervisão editorial: *Lígia Maria Rolim Bandeira*

Revisão de texto: *Lígia Maria Rolim Bandeira*

Normalização bibliográfica: *Orlane da Silva Maia*

Capa e editoração eletrônica: *Jorimá Marques Ferreira*

Foto da capa: *Janaina Mitsue Kimpara*

**1ª edição**

1ª impressão (2012): 300 exemplares

**Todos os direitos reservados.**

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Embrapa Meio-Norte

---

Kimpara, Janaina Mitsue.

Métodos para medir a sustentabilidade na aquicultura / Janaina Mitsue Kimpara, Ariel David Zadjband, Wagner Cotroni Valenti. - Teresina : Embrapa Meio-Norte, 2012.

71 p. ; 21 cm. - (Documentos / Embrapa Meio-Norte, ISSN 0104-866X ; 218).

1. Ciclo de vida. 2. Análise emergética. 3. Pegada ecológica. 4. Resiliência. I. Zadjband, Ariel David. II. Valenti, Wagner Cotroni. III. Título. IV. Série.

CDD 639.8 (21. ed.)

---

© Embrapa, 2012

# **Autores**

## **Janaina Mitsue Kimpara**

Zootecnista, D.Sc. em Aquicultura,  
pesquisadora da Embrapa Meio Norte,  
UEP-Parnaíba, PI janaina.kimpara@cpamn.  
embrapa.br

## **Ariel David Zadjband**

Engenheiro-agrônomo, doutorando em  
Ciências Agropecuárias, Universidade de  
Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina  
zajdband@agro.uba.ar

## **Wagner Cotroni Valenti**

Biólogo, D.Sc em Ciências Biológicas,  
Universidade Estadual Paulista, Campus  
Experimental do Litoral Paulista, São Vicente,  
São Paulo, Brasil  
valenti@clp.unesp.br

# **Apresentação**

Com as crescentes preocupações com o meio ambiente e com a sustentabilidade em sua exploração tem-se induzido práticas que proporcionem a sustentabilidade da aquicultura, a qual deve se apoiar em três pilares: ser economicamente viável, socialmente justa e ambientalmente correta. Entretanto, diversos métodos para se avaliar a sustentabilidade dos cultivos têm sido crescentemente aplicados em várias atividades, inclusive na produção animal. Os métodos mais utilizados para se medir a sustentabilidade na aquicultura são: análise do ciclo de vida, análise emergética, pegada ecológica, conjunto de indicadores e resiliência, os quais divergem entre si desde a definição que adotam para o termo “sustentável”, abarcando tanto sua concepção quanto as diferenças na escolha dos dados que serão obtidos e nas variáveis que serão medidas. Diante do exposto, espera-se que esta publicação contribua para o conhecimento e internalização das várias metodologias disponíveis e que estas possam ser utilizadas independentemente do grau de importância dado à economia e ao meio ambiente.

*Hoston Tomás Santos do Nascimento*  
Chefe-Geral da Embrapa Meio-Norte



# Sumário

|  |           |
|--|-----------|
| <b>Métodos para Medir a Sustentabilidade na</b>    |           |
| <b>Aquicultura .....</b>                           | <b>9</b>  |
| <b>Introdução .....</b>                            | <b>9</b>  |
| <b>Métodos para Medir a Sustentabilidade .....</b> | <b>12</b> |
| <b>Análise emergética .....</b>                    | <b>12</b> |
| <b>Pegada ecológica .....</b>                      | <b>18</b> |
| <b>Análise do Ciclo de Vida .....</b>              | <b>25</b> |
| <b>Análise da resiliência .....</b>                | <b>42</b> |
| <b>Conjunto de indicadores .....</b>               | <b>46</b> |
| <b>Análise conjunta das metodologias .....</b>     | <b>58</b> |
| <b>Referências .....</b>                           | <b>65</b> |





# Métodos para Medir a Sustentabilidade na Aquicultura

---

*Janaina Mitsue Kimpara*

*Ariel David Zadjband*

*Wagner Cotroni Valenti*

## Introdução

Atualmente existe um consenso de que os sistemas de produção devem ser sustentáveis (FAO, 1995; SOTO et al., 2008). No entanto, atingir a sustentabilidade é uma tarefa árdua, distante ainda de nossa realidade. A adoção de práticas e de sistemas que consideram conceitos da sustentabilidade, como o uso de boas práticas de manejo (BMP), é uma forma de caminhar em direção à sustentabilidade. Entretanto, não se deve confundir BMP com sustentabilidade, e é comum encontrarmos sistemas que se dizem sustentáveis apenas porque aplicam as BMP, o que não é suficiente. Para que a aquicultura seja realmente sustentável, deve-se adotar um sistema que gere renda, otimizando o uso do capital e dos recursos naturais, promovendo o desenvolvimento humano. Uma produção planejada com base unicamente no mercado e nas oportunidades financeiras leva a sistemas que não se sustentam ao longo do tempo. Esses itens são apenas partes do processo.

Embora muito se fale em sustentabilidade, poucos sabem realmente o que significa e como se chega a ela. As definições do termo variam segundo o grau de importância dado à economia, ao meio ambiente e à dimensão social. Em um dos extremos, encontraremos conceitos que

se pautam na economia de livre mercado, exploração de recursos e a orientação pelo crescimento da produção. Em outro, encontraremos um profundo conservacionismo dos recursos naturais, com a regulação das atividades econômicas visando minimizar o uso desses recursos. A principal característica de uma produção sustentável é que se assume que a natureza é finita, descartando o crescimento sem limites, característico da economia clássica. Além disso, se assume também o compromisso de que cada geração tem o dever de deixar para a próxima uma quantidade de recursos naturais equivalente àquela que recebeu. Essa definição, apresentada na Agenda 21 (da qual o Brasil é signatário), pode ser considerada universal e vem sendo adaptada pela FAO e outros órgãos internacionais para os vários setores produtivos.

Para atingir uma aquicultura sustentável, é essencial, portanto, medir a sustentabilidade dos sistemas usados, das técnicas de manejo e das novas tecnologias que vão sendo geradas e adotadas. Recentemente, alguns trabalhos na área zootécnica começaram a incluir análises de viabilidade econômica do empreendimento, em complementação à análise de desempenho zootécnico, usualmente realizada. Essas análises geralmente compreendem a análise de custo retorno, a elaboração do fluxo de caixa e o cálculo dos indicadores de viabilidade econômica (período de retorno de capital, taxa interna de retorno, relação benefício custo etc). O viés econômico predominante nos trabalhos, portanto, é o neoclássico. Esse tipo de abordagem tem como objetivo principal a eficiência na alocação dos recursos financeiros. No entanto, desde a segunda década do século passado já se pensava em formas de “internalizar as externalidades negativas” nos custos de produção. Estas são prejuízos suportados por terceiros, alheios ao processo econômico, em decorrência do uso de determinados recursos naturais, econômicos e sociais ou da liberação para o ambiente de subprodutos indesejados. Em 1920, o economista inglês Arthur C. Pigou afirmou que o mercado deveria internalizar esse custo e para

isso o Estado deveria impor ao causador do prejuízo uma taxação em valor equivalente ao custo da externalidade gerada, que foi posteriormente chamada de taxa pigouviana (PIGOU, 2005). Essa taxa seria uma medida econômica usada para que a atividade poluidora assumisse os custos da poluição, sendo refletida nos custos finais dos produtos e serviços da atividade. No entanto, até hoje a prática de se internalizar as externalidades não é realizada nos projetos, embora sua importância tenha sido frequentemente citada.

Portanto, a preocupação com os aspectos da sustentabilidade ainda continua sendo teórica, considerando apenas a análise monetária. Esta não mede a realidade biofísica. A economia biofísica considera que o valor de um produto é a soma da contribuição da natureza, custos dos insumos e serviços humanos, serviços adicionais (incluindo as externalidades) e lucro (JACKSON, 2003). As análises da economia biofísica continuam ausentes nas análises dos empreendimentos e experimentos.

Com as crescentes preocupações com o meio ambiente e com a sustentabilidade, métodos para se avaliar a sustentabilidade dos cultivos têm sido crescentemente aplicados em várias atividades, inclusive na produção animal. Os métodos mais utilizados para se medir a sustentabilidade na aquicultura são: análise do ciclo de vida, análise emergética, pegada ecológica, conjunto de indicadores e resiliência (VALENTI et al., 2010, 2011; ZAJDBAND et al., 2010). Esses métodos diferem entre si desde a definição que adotam para o termo “sustentável”, em decorrência de sua concepção sobre o grau de importância dado à economia e ao meio ambiente. Isso origina diferenças na escolha dos dados que serão obtidos e nas variáveis que serão medidas. Com exceção de conjuntos de indicadores formulados especificamente para a aquicultura, os demais métodos são gerais, que têm sido aplicados nos sistemas aquícolas. Apresentaremos a seguir cada um desses métodos, suas aplicações em sistemas aquícolas e, ao final, uma análise crítica conjunta.

## Métodos para medir a sustentabilidade

### Análise emergética

Energia significa a energia disponível usada direta ou indiretamente para realizar um serviço ou produto, e sua unidade é o emjoule (sej) (ODUM, 1986, 1988; SCIENCEMAN, 1987). A análise emergética foi desenvolvida para explicar o trabalho da natureza e da sociedade que resulta em transformações de energia. É sugerida como uma ferramenta para avaliar produtos e serviços ambientais e econômicos baseados na teoria do fluxo de energia em sistemas ecológicos. A análise emergética caracteriza todos os produtos e serviços em equivalentes de energia solar, ou seja, quanta energia seria necessária para realizar um trabalho específico se a radiação solar fosse o único *input* (entrada).

A análise emergética é muito mais ampla que a análise econômica convencional. Esta última só considera os custos dos insumos e serviços humanos mais o lucro para compor o preço de um produto. Além desses, a análise emergética também contabiliza os serviços da natureza, como a produção dos recursos naturais usados e a absorção de impactos ambientais causados pelo processo, os tratamentos de resíduos, bem como o custo dos gastos com a saúde e a exclusão social gerados pelo projeto. Dentro desse enfoque, a análise emergética é holística, abrangente, considerando as dimensões ambiental, econômica, social e institucional da sustentabilidade. Além disso, ela é flexível, ou seja, permite a incorporação de elementos de outras metodologias em sua análise como, por exemplo, a pegada ecológica (a área necessária para sustentar uma atividade pode ser determinada por meio da análise emergética). Pode ser aplicada para pequenos ou grandes sistemas de produção e fornece informações concretas para a tomada de decisões; sua principal limitação é a necessidade de um banco de dados complexo e difícil de ser obtido.

A comparação entre sistemas é feita por meio dos índices emergéticos. O índice denominado transformidade solar ( $Tr$ ) mede a qualidade do fluxo de energia e permite a comparação com outras formas de energia de outros sistemas além de ser uma medida da posição do produto em termos de hierarquia energética. A Razão de Produção Emergética (EYR) é uma medida da incorporação da energia da natureza, e é expressa como a razão da energia total investida ( $Y$ ) pela unidade de retorno econômico ( $F$ ), no qual materiais ( $M$ ) e serviços ( $S$ ) usados são considerados. O valor do EYR indica a quantidade de energia primária (fonte de energia natural) que é disponibilizada para a economia que consome o produto. Ou seja, ele indica se o processo retorna ao setor econômico mais energia do que adquire pela compra dos insumos e mão de obra usados na produção. De acordo com Brown e Ulgiati (1997), a razão de produção emergética (EYR) é um indicador que provê uma medida da habilidade do processo explorar os recursos naturais, humanos e econômicos locais. Portanto, mede a dependência do processo de fontes locais. Quando o EYR é igual a um, o processo não está explorando nenhum recurso local. Quanto maior a quantidade de recursos locais explorados no processo, maior o valor de EYR. O EYR não faz distinção entre fluxos renováveis ( $R$ ) e não renováveis ( $N$ ), mas entre fluxos de energia local e importada (comprada ou “investida”).

A razão de carga ambiental (ELR) expressa o uso de serviços ambientais por um sistema. O serviço ambiental é medido como a energia das entradas dos recursos renováveis do ambiente que é usada. Quando a EYR é elevada devido a um alto valor de fontes locais renováveis, o ELR é pequeno, indicando, portanto, um pequeno estresse ambiental. Ao contrário, quando um alto valor de fontes não renováveis locais contribui para o EYR, o ELR aumenta, sugerindo, portanto, um estresse

ambiental maior. Portanto, um aumento simultâneo em ambos EYR e ELR indica que um estresse maior está ocorrendo no ambiente; ao contrário, quando o EYR aumenta e o ELR decresce, o processo indica pouco estresse ambiental.

A aplicação da metodologia emergética tem sido feita em diferentes tipos de sistemas aquícolas. Odum e Arding (1991) conduziram um estudo emergético em propriedade de carcinicultura no Equador (Tabela 1). Eles concluíram que a economia de livre mercado faz com que o manguezal e o camarão, que previamente atendiam à população, se tornassem bens privados da carcinicultura. Na ausência de qualquer política pública no manejo de recursos naturais públicos, os produtos são exportados, resultando em redução na riqueza local. Portanto, a economia local não é favorecida porque a indústria do camarão é parte de negócios internacionais. Se os peixes pelágicos, o manguezal, o rio, o petróleo e o camarão fossem utilizados dentro do Equador, os preços cairiam, os padrões de vida aumentariam, a inflação decresceria e a população do país teria maior poder de compra.

Cavalett (2004) analisou a piscicultura integrada à produção de suínos em Santa Catarina e de pesque-pague em São Paulo (Tabela 1). O autor concluiu que os sistemas avaliados são menos dependentes de recursos renováveis do que outros sistemas de produção animal.

Ortega (2004) avaliou a produção de bagre do canal no Alabama, EUA (Tabela 1). O estudo demonstrou que a indústria de bagre do canal tem melhor competitividade que as indústrias do frango, suíno ou bovino. Por outro lado, há um risco dessa indústria não ser capaz de competir com a aquicultura de países periféricos porque esses países usam investimento econômico menor e contam com grande contribuição natural, que faz com que os preços de seus produtos aquícolas sejam mais baixos. O autor sugere a adoção de melhores

práticas de manejo no cultivo (por exemplo, o uso de energia eólica para o funcionamento dos aeradores), a integração com outras atividades agropecuárias e policultivo, a formulação de políticas de desenvolvimento sustentável com base na Agenda 21 e Planejamento Regional e uma educação ampliada dos produtores rurais, visando à auto-organização para atuar nos foros de comércio, nacional e internacional e a participação na discussão das políticas públicas sobre meio ambiente e economia.

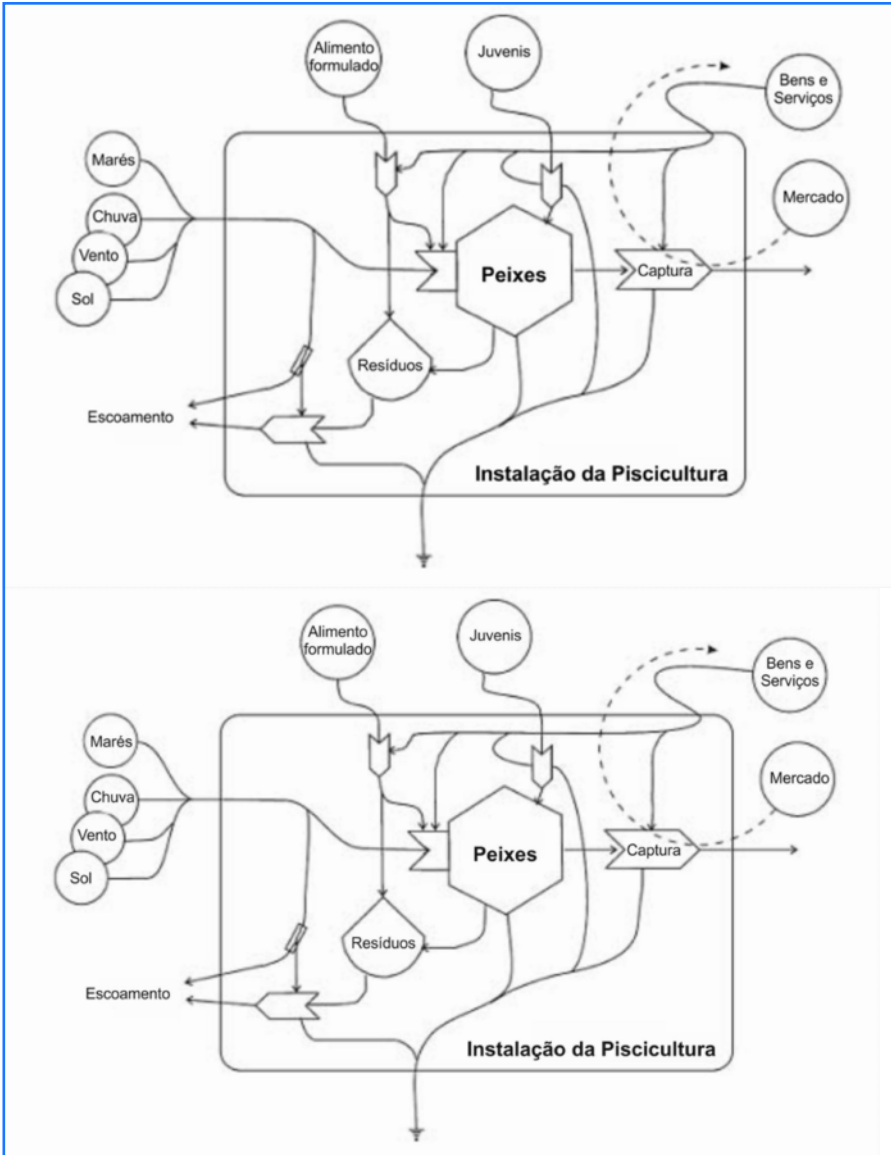
Vassalo et al. (2007) avaliaram uma fazenda de produção de dourada (*Sparus aurata*) no Golfo La Spezia, Itália. O diagrama do sistema estudado é mostrado na Figura 1. A transformidade, a ELR e a EYR obtidos foram 1,32E6 sej.J<sup>-1</sup>; 5,00 e 1,20, respectivamente (Tabela 1). O estudo mostrou que o sistema causa grande estresse ambiental. Além disso, os juvenis comprados e os bens e serviços representam grande entrada de recursos não renováveis. Em 2009, esses autores estudaram a mesma fazenda (VASSALO et al., 2009).

A transformidade obtida na estocagem da primavera foi igual a 5,55 E5 sej.J<sup>-1</sup>, a ELR, 3,65 e a EYR 1,28, enquanto na estocagem de outono os valores foram 9,92E5 sej.J<sup>-1</sup>; 4,56 e 1,23, respectivamente. Eles concluíram que os juvenis são o item que apresenta os níveis mais altos de emergia. Além disso, eles afirmam que a análise emergética possibilita a identificação da emergia de cada item necessário para a produção, possibilitando verificar onde e quando modificar o sistema para ir rumo à produção ótima de um produto sustentável (VASSALO et al., 2009).

**Tabela 1.** Valores de transformidade e razão de produção emergética obtidos em diferentes sistemas de aquicultura.

| Espécie   | Sistema de produção                  | Transformidade (sej.J <sup>-1</sup> ) | EYR  | Referência           |
|---|--------------------------------------|---------------------------------------|------|----------------------|
| Salmão (Salmo salar)                              | Tanque-rede                          | 9,70E + 06                            | 1,23 | Odum, 2000           |
| Camarão branco do Pacífico (Litopenaeus vannamei) | Monocultura/alimentação orgânica     | 13,00E + 06                           | 1,30 | Odum e Arding, 1991  |
| Camarão branco do Pacífico (Litopenaeus vannamei) | Monocultura/alimentação não orgânica | 18,90E + 06                           | 1,40 | Odum e Arding, 1991  |
| Peixes  | Policultivo/consórcio com suínos     | 1,55E + 08                            | 1,66 | Cavalett, 2004       |
| Peixes  | Policultivo/pesque-pague             | 8,93E + 06                            | 1,31 | Cavalett, 2004       |
| Bagre do canal (Ictalurus punctatus)              | Monocultura                          | 4,86E + 05                            | 1,50 | Ortega, 2004         |
| Dourada (Sparus aurata)                           | Tanque-rede                          | 1,32E + 06                            | 1,20 | Vassalo et al., 2007 |
| Dourada (Sparus aurata)                           | Tanque-rede                          | 5,55E + 05                            | 1,28 | Vassalo et al., 2009 |
| Dourada (Sparus aurata)                           | Tanque-rede                          | 9,92E + 05                            | 1,23 | Vassalo et al., 2009 |





**Figura 1.** Diagrama esquemático da fazenda de piscicultura no Golfo La Spezia feito com a abordagem emergética.

Fonte: Vassalo et al. (2007).

Os sistemas mais eficientes em termos de uso de energia são os que apresentam menor transformidade, ou seja, o cultivo de bagre do canal (*Ictalurus punctatus*) e dourada (*Sparus aurata*). O maior valor de EYR foi encontrado no sistema de produção de peixes em consórcio com suínos, e isso indica que nessa condição ocorre a maior incorporação de recursos naturais ao produto, diminuindo os custos de produção e permitindo sua competitividade no mercado. A avaliação emergética demonstrou que a falta de políticas públicas para os recursos naturais desfavorece o desenvolvimento das comunidades locais, já que as riquezas são exportadas, como no caso da carcinicultura marinha no Equador. Pela aplicação da análise emergética também é possível quantificar o estresse ambiental, que é elevado no caso da produção de dourada em tanque-rede.

## Pegada ecológica

O conceito de “pegada ecológica” foi introduzido por Wackernagel e Rees em 1996 como a área requerida para sustentar níveis de consumo de recursos e processar os resíduos descartados por uma dada população humana. O método representa a apropriação da capacidade de suporte do sistema total por uma determinada população (CHAMBERS et al., 2000; WACKERNAGEL; REES, 1996). Como na análise emergética, o enfoque biofísico é adotado. Ele mostra uma natureza finita e um crescimento com limites finitos (VAN BELLEN, 2007). O termo “exterior” não existe, já que a economia humana nada mais é que um subsistema da ecosfera.

O método da pegada ecológica deve incluir as áreas requeridas para atender ao consumo de energia e recursos, e perda de área de biodiversidade pela contaminação, radiação, erosão, salinização

e urbanização (CHAMBERS et al., 2000; WACKERNAGEL; REES, 1996). Também considera a área para manter os serviços ambientais necessários para processar os resíduos e o lixo produzidos. Para determinar a pegada ecológica de uma população específica, é necessário primeiramente calcular o consumo médio anual de itens particulares, nacionais ou regionais, dividindo o consumo total pelo tamanho da população. O próximo passo é determinar ou estimar a área per capita necessária para produzir cada um dos principais itens de consumo e para processar os resíduos produzidos. A área média de pegada ecológica por pessoa é calculada pela soma de áreas apropriadas de ecossistemas por consumo de itens de bens e serviços. Finalmente, a área total apropriada é obtida pela multiplicação da área média pelo tamanho da população total.

A pegada ecológica segue um contexto biofísico ao invés da análise monetária, sensibiliza pessoas sobre os limites da natureza, é adaptável às condições locais, compreende uma dimensão moral da sustentabilidade (já que mostra a contribuição de cada população para o declínio total da esfera), é facilmente entendível, conecta vários tópicos de sustentabilidade (incluindo desenvolvimento e equidade) e mostra a extensão da sobre-exploração da capacidade de suporte. Além de tudo isso, é uma ferramenta boa para avaliar o impacto ambiental. Por outro lado, muitos criticam o método como não científico e pretencioso. Wackernagel e Rees (1996) afirmam que o modelo é limitado e pode subestimar a área calculada. Outros autores consideraram como desvantagens do método a impossibilidade para prever o futuro, o fato de negligenciar a inovação tecnológica na solução de desafios humanos, refletir uma visão negativa do futuro e negligenciar o componente social da sustentabilidade (VAN BELLEN, 2007). Hardi et al. (1997) consideram que o método é estático, não

considera fatores importantes como a área perdida de produtividade biológica pela contaminação, erosão e ocupação urbana, por exemplo. Ao contrário, só considera os efeitos econômicos de decisões relacionadas ao uso de recursos. Essa simplificação, de acordo com os autores, pode levar a uma perspectiva mais otimista do que a realidade.

Os resultados de estudos usando o método da pegada ecológica na aquicultura são apresentados a seguir (Tabela 2). Eles sugerem que a carcinicultura marinha é menos sustentável que a piscicultura. Além disso, o cultivo em tanques-rede é altamente dependente do meio externo na produção de alimento para os organismos cultivados e em menor escala, na produção de oxigênio e assimilação de resíduos. Portanto, a elevada produtividade dos tanques-rede pode não ser real quando se considera toda a área efetivamente necessária para a produção obtida.

Larsson et al. (1994) estudaram uma propriedade de cultivo semi-intensivo de camarões (*Penaeus stylirostris* e *Litopennaeus vannamei*) em uma área costeira de manguezal no caribe colombiano (Tabela 2, Figura 2). Os resultados mostraram que em 1990, 874- 2.300 km<sup>2</sup> de área de manguezal era requerida para suprir a demanda de pós-larva de camarão (aprox. 20%-50% da área total de manguezal do país). Kaustky et al. (1997) compararam a mesma propriedade na Colômbia com um cultivo semi-intensivo de tilápias (*Tilapia rendalli*, *Oreochromis mossambicus*, *Oreochromis niloticus*) em viveiro de pequeno porte, baseado em subprodutos da pesca e da agricultura do local com um cultivo de grande porte de tilápia em tanque-rede industrialmente manejado, no Lago Kariba, Zimbábue. A pegada ecológica do cultivo semi-intensivo de camarões foi 35 a 190 vezes maior que a superfície do viveiro, correspondendo principalmente à área de manguezal necessária para suprir as pós-larvas para o cultivo (Tabela 2).

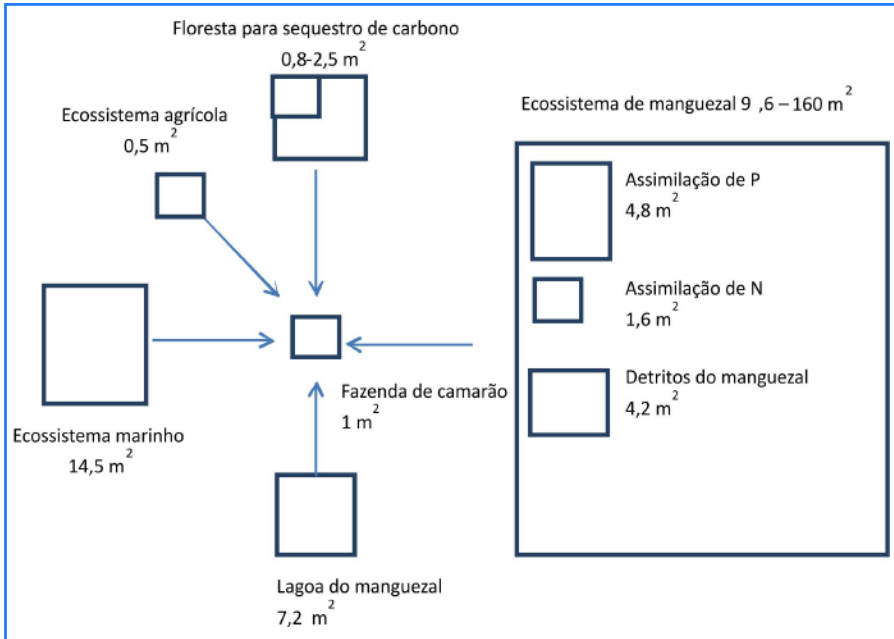
Tabela 2. Pegada ecológica de diferentes sistemas de aquicultura.

| <b>Espécie/ sistema</b>                                 | <b>Pegada ecológica</b>   | <b>Referência</b>    |
|---|---|----------------------|
| Fazenda semi-intensiva de carnicultura                  | 874-2300 km <sup>2</sup> de área de manguezal necessária para suprimento de pós-larvas (20-50% da área total de manguezal da Colômbia)  | Larsson et al., 1994 |
| Carcinicultura semi-intensiva                           | 35-190 vezes a área da superfície dos viveiros  | Kautsky et al., 1997 |
| Cultivo de tilápias semi-intensivo em pequena escala    | Não é necessária área externa ao viveiro para suprir demanda de oxigênio e assimilação de nutrientes  | Kautsky et al., 1997 |
| Tilapicultura em tanque-rede em grande escala comercial | 10.000 vezes a área dos tanques-rede para produção de alimentos   | Kautsky et al., 1997 |
| Tilapicultura intensiva em tanque-rede                  | Produção de alimentos: 21000 m <sup>2</sup> .m <sup>-2</sup><br>Produção de oxigênio: 160 m <sup>2</sup> .m <sup>-2</sup><br>Assimilação de nutrientes: 115 m <sup>2</sup> .m <sup>-2</sup> | Berg, 1996           |
| Pesca e aquicultura                                     | 20% da população humana global apropriam 25% da área mundialmente disponível dos ecossistemas costeiros e marinhos  | Folke, 1998          |

Continua...

Tabela 2. Continuação.

| Espécie/ sistema                           | Pegada ecológica   | Referência                    |
|--|--|-------------------------------|
| Consumo de pescados no Mar Báltico         | Duas áreas de Mar Báltico para suportar o consumo da população local   | Folke, 1998                   |
| Larvicultura de <i>Penaeus monodon</i>     | 534 ha de manguezal para reprodutores de camarões<br>Viveiros intensivos: 11 vezes a área do viveiro somente para input de pós-larvas<br>35.000-138.000 ha de manguezal para manter reprodutores em uma larvicultura localizada no Estado de Andhra Pradesh, Índia | Rönnback, 2003                |
| Piscicultura em tanque-rede no Mar Báltico | Área equivalente a um “campo de futebol” (~ 5.000 m <sup>2</sup> ) é necessária para suportar uma produção de 50 toneladas anuais de peixes  | Gyllenhammar e Håkanson, 2005 |



**Figura 2.** Áreas requeridas para manter um cultivo semi-intensivo de camarão (em m<sup>2</sup> por m<sup>2</sup> de área cultivada) na Baía de Barbacoas, Colômbia. A área da lagoa e do ecossistema marinho é necessária para fornecer a água doce e salgada, respectivamente; a área de manguezal é necessária para processar os efluentes e fornecer juvenis, enquanto que a área de agrossistemas refere-se à produção de insumos; a área florestada é necessária para absorver o CO<sub>2</sub> gerado

Fonte: Larsson et al. (1994).

O cultivo intensivo de tilápias em tanque-rede resultou em uma pegada ecológica para produção de alimentos 10.000 vezes maior que a área do tanque-rede (Tabela 2). Por outro lado, o cultivo de tilápia em viveiro apresentou pegada de 0,9 m<sup>2</sup> por m<sup>2</sup>, portanto, com baixa dependência dos ecossistemas naturais e área externa ao cultivo (Tabela 2).

Berg et al. (1996) estudaram a produção de peixes no Lago Kariba, Zimbábue. Eles afirmam que o cultivo intensivo em tanque-rede (tilápia) deve ser suportado por áreas de ecossistemas que são substancialmente maiores que a área da propriedade: para cada m<sup>2</sup> de tanques-rede são necessários 2.000 m<sup>2</sup> de área para produzir alimentos para os peixes, 160 m<sup>2</sup> para a produção de oxigênio e 115 m<sup>2</sup> para a

assimilação de nutrientes gerados pelos efluentes (Tabela 2). Por outro lado, os sistemas de viveiros produzem parte do alimento, oxigênio e assimilação de nutrientes, sendo, portanto, mais sustentáveis.

Folke et al. (1998) fizeram uma revisão sobre trabalhos que calcularam a pegada ecológica em diferentes sistemas da pesca e aquicultura. Os resultados obtidos variaram entre negligenciáveis até 50.000 ha ha<sup>-1</sup> dependendo do método de cultivo e de pesca usado (Tabela 2). Para a assimilação dos resíduos, é necessária uma área variando de 2 a 275 ha ha<sup>-1</sup> (Tabela 2). A área marinha necessária para suportar o consumo de pescado da população no Mar Báltico equivale a duas áreas do Mar Báltico. Além disso, eles afirmaram que 20% da população humana global apropriam 25% da área mundialmente disponível dos ecossistemas costeiros e marinhos.

Rönnback et al. (2003) determinaram que uma larvicultura média com capacidade para produzir 75 milhões de pós-larvas de *Penaeus monodon* por ano resulta em uma pegada ecológica de 534 ha de manguezal somente para o suporte dos camarões reprodutores (Tabela 2). A pegada ecológica de viveiros de carcinicultura intensiva equivale a até 11 vezes a área do viveiro somente para a produção de pós-larvas para estocá-los. Os mesmos autores determinaram que as fazendas de camarão no Estado de Andhra Pradesh, Índia, precisavam de 35.000-138.000 ha de manguezal para satisfazer os requerimentos do plantel de reprodutores das larviculturas (Tabela 2).

Gyllenhammar e Håkanson (2005) aplicaram o método da pegada ecológica em uma piscicultura em tanque-rede no Mar Báltico em diferentes escalas. Eles obtiveram o resultado que na menor escala (< 1 ha), uma área equivalente a um “campo de futebol” (~ 5.000 m<sup>2</sup>) seria necessária para suportar uma produção de 50 toneladas anuais de peixes, e em escala internacional (> 10.000 km<sup>2</sup>), a contribuição das fazendas de cultivo para os fluxos de nutrientes em geral é bastante reduzida (Tabela 2).



## Análise do Ciclo de Vida

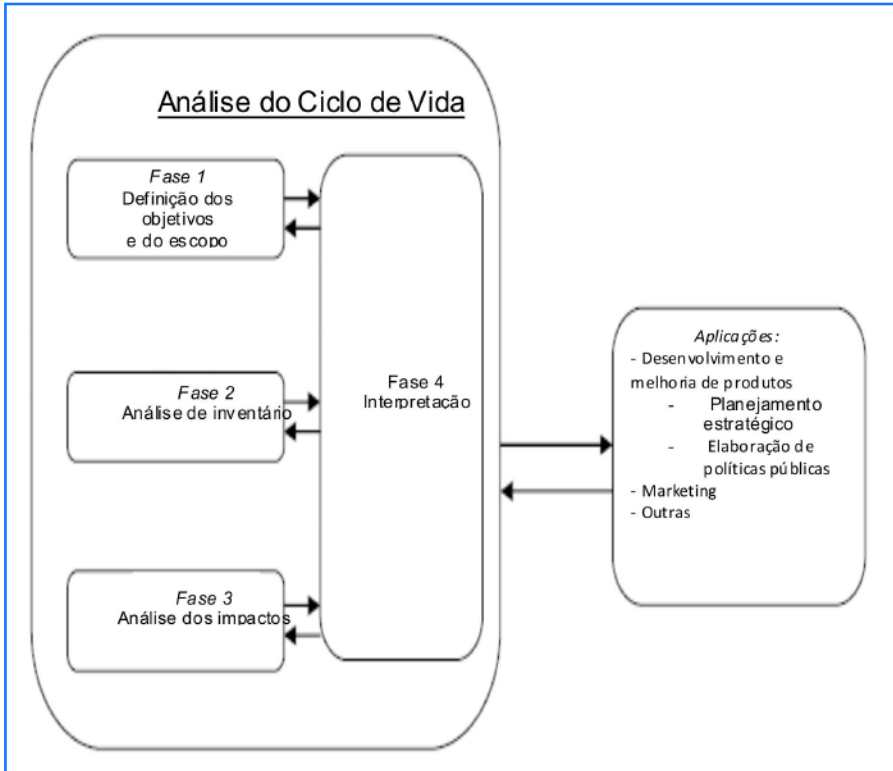
A Análise do Ciclo de Vida é um método padronizado, que compõe a ISO (International Organization for Standardization) 14040 e a ISO 14042 (MUNGKUNG, 2005), formulado para avaliar impactos potenciais associados com um produto, pela quantificação e avaliação dos recursos consumidos e emissões para o ambiente em todos os estágios do seu ciclo de vida (Inventário do Ciclo de Vida), desde a extração da matéria-prima até o descarte de resíduos (GUINÉE et al., 2002 citado por PAPATRYPHON et al., 2004b). Cada substância produzida ou consumida é ordenada em diferentes indicadores de categoria de impacto, relativo a seu potencial efeito ambiental, baseado em dados científicos. Para cada impacto ambiental considerado na ACV, um modelo de caracterização é usado para converter os dados do inventário em resultados de impacto potencial (AUBIN et al., 2006). Por essa razão, também é considerada uma ferramenta potencial para avaliar sistematicamente e comparar os impactos ambientais associados com produtos alimentícios, bem como identificar as opções para melhoria na eficiência ecológica. Espera-se da aplicação da ACV um novo *insight* conduzindo a um desenvolvimento sustentável de sistemas de produção de alimentos (MUNGKUNG; GHEEWALA, 2007) e outros produtos dar base para decisões aos consumidores (JUNGBLUTH et al., 2000) e como critério de rotulagem ambiental informá-los dos possíveis impactos ambientais dos produtos (MUNGKUNG, 2005).

A avaliação é feita via compilamento das entradas e saídas relevantes do sistema de produção e cálculo dos possíveis impactos associados. A magnitude dos impactos indica a performance ambiental do produto e esses são calculados com base em uma unidade funcional, para a qual são definidas as entradas e saídas; a unidade funcional é a quantificação da função final do sistema de produto, sua definição é muito importante para a comparação de estudos de ACV, pois pode

levar a resultados distintos para o mesmo produto. Ela é definida pela finalidade última do produto. Por exemplo: na ACV do processo de produção de tintas, a unidade funcional deve ser a unidade de área pintada acabada e não a unidade de volume ou massa de tinta produzida. No entanto, para os produtos da aquicultura e pesca, a unidade funcional geralmente é o quilograma ou tonelada de pescado produzido ao invés do número de pessoas alimentadas. Os impactos ambientais avaliados na ACV são divididos em três grupos principais: depleção de recursos, impactos na saúde humana e consequências no ecossistema.

A metodologia da ACV, como descrita na ISO 14040, compreende quatro fases: definição de objetivos e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação (Figura 3). Na primeira fase, ou seja, definição de objetivos e escopo, são identificados os objetivos e a intenção de aplicação, os limites do sistema e as escolhas metodológicas. Na fase de inventário, as entradas e as saídas ambientais associadas com o sistema de produção são quantificadas, e os resultados são usados para calcular os impactos ambientais potenciais na fase de avaliação. Os resultados das fases de inventário e avaliação de impacto são analisados na fase de interpretação e então são definidas as recomendações para atingir uma melhoria ambiental.

A análise do ciclo de vida tem sido amplamente usada para avaliar impactos ambientais, apoiar melhorias ambientais, designar *benchmarking* (busca por melhores práticas na indústria), desenvolver critérios de rotulagem ecológica, avaliar diferentes sistemas de produção ou permitir escolhas de estratégias de manejo e identificar os sistemas ou opções ambientalmente preferíveis (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; CEDERBERG; MATTSSON, 2000; HOSPIDO et al., 2006; MUNGKUNG, 2005; MUNGKUNG; GHEEWALA, 2007; PAPATRYPHON et al., 2003, 2004a; THRANE, 2004; ZIEGLER et al., 2003).



**Figura 3.** Estrutura geral e fases da ACV.

Fonte: Mungkung (2005).

As principais limitações da ACV para avaliar a sustentabilidade são a desconsideração de diferenças temporais e geográficas, bem como de aspectos sociais ou econômicos, focando, portanto, somente as avaliações ambientais. Além disso, não inclui categorias de impacto específicas relacionadas à aquicultura e produtos agrícolas, e há a necessidade de grande inventário de dados. Os trabalhos publicados que usaram a ACV na aquicultura são apresentados a seguir.

Srituhla (2001) aplicou a ACV em uma fazenda de camarões na Tailândia. Os impactos avaliados foram: mudanças climáticas, depleção de ozônio, potencial de acidificação e eutrofização, metais pesados,

formação de smog fotoquímico, uso de energia e resíduos sólidos. O impacto ambiental mais importante foi a eutrofização, por causa da descarga de efluentes dos viveiros no ambiente, seguido de mudanças climáticas e depleção de ozônio. Esses impactos decorrem da produção de alimentos para os camarões e uso de aeração nos viveiros. O autor recomendou o tratamento de efluentes e redução nas horas de operação dos aeradores. Uma limitação encontrada neste estudo foi a falta de dados, gerando avaliação incompleta do ciclo de vida do produto: a larvicultura, processamento, distribuição, consumo e manejo de resíduos não foram incluídos.

Papatryphon et al. (2002) compararam quatro tipos de dietas na produção de trutas na França: dieta ecologicamente otimizada, dieta barata (com menos farinha e óleo de peixe), dieta comum (comercial) e uma nova dieta em que todos os ingredientes são derivados de vegetais. Os estágios considerados na ACV foram: extração de matéria-prima, produção e manufatura dos ingredientes e uso das dietas. Os ingredientes produzidos pela agricultura, farinha, óleo de peixe apresentaram os maiores impactos nas mudanças climáticas e acidificação. O uso da dieta nas fazendas de engorda foi o fator que mais contribuiu para a eutrofização. A dieta barata produziu menos impacto nas mudanças climáticas e menor uso de energia, mas apresentou maior potencial de eutrofização. O menor potencial de eutrofização foi encontrado na dieta baseada em ingredientes vegetais. A substituição parcial de farinha e óleo de peixe por ingredientes vegetais resultou em menor potencial de eutrofização, mudanças climáticas e acidificação do que a substituição completa dos ingredientes. Portanto, essa substituição de ingredientes permite uma melhoria ambiental no processo produtivo.

O mesmo autor comparou diferentes práticas de produção em oito propriedades de cultivo de trutas (*Oncorhynchus mykiss*) no ano subsequente na França (PAPATRYPHON et al., 2004a). Os estágios

considerados no estudo foram produção (“dentro da porteira”) e uso de insumos primários na fazenda, produção e transformação de ingredientes da dieta, produção de equipamentos usados na fazenda, construção e produção de infraestrutura e transporte em todos os estágios. Os impactos avaliados foram eutrofização, acidificação, mudanças climáticas, uso de energia e produção primária líquida. Os resultados indicam que dois parâmetros podem ser usados como indicadores de desempenho ambiental: eficiência da dieta e intensidade de produção (produção por volume de água doce). O estágio correspondente à produção (“dentro da porteira”) foi o maior contribuinte para eutrofização, que é fortemente ligada à eficiência da dieta. A produção de dieta para os peixes foi o fator que mais contribuiu para o maior uso de recursos bióticos, mudanças climáticas, acidificação e uso de energia. O uso de energia aumentou com a elevação da produtividade. Os autores afirmam que a ACV é uma ferramenta com bom potencial para comparar sistemas de produção na propriedade (“dentro da porteira”) (PAPATRYPHON et al., 2004a).

Mungkung (2005) estudou a produção de camarões (*Penaeus monodon*) congelados na Tailândia. Os resultados mostraram que a fazenda é o estágio chave do ciclo de vida na geração dos impactos ambientais mais significativos, particularmente toxicidade marinha, depleção abiótica, aquecimento global e eutrofização. O aquecimento global é principalmente em razão do uso de energia, alimento do camarão e cal viva. A eutrofização é consequência de descarga de efluentes dos viveiros de camarão. A autora aponta ações para reduzir os impactos ambientais relacionadas ao uso de entradas de recursos sustentáveis e a manutenção da qualidade dos viveiros. O primeiro grupo inclui o uso de água livre de poluição; reprodutores domesticados para reduzir a pressão sobre ecossistemas marinhos; cistos de artêmia de fontes locais ou fitoplâncton, para reduzir o impacto com transporte e a sobreexploração de cistos do Great Salt Lake; a produção local de pós-larvas, para

reduzir impactos com transporte; substituir a cal viva por calcário e usar ingredientes de fontes sustentáveis na dieta dos camarões, substituindo a farinha de peixe, por exemplo. A manutenção da qualidade dos viveiros envolve usar aeração do tipo *jet* ao invés do tipo pá, porque este possui melhor eficiência energética; utilizar densidade de estocagem que não ultrapasse a capacidade do viveiro; otimizar o manejo alimentar, usando bandejas e adequando o fornecimento de alimento de acordo com fatores que influenciam o consumo, como clima e saúde dos animais; realizar tratamento de efluentes; utilizar água livre de produtos químicos nas fases pós-despesca; reduzir o transporte dos camarões da fazenda para a planta processadora; reduzir o tempo de estocagem do produto; utilizar embalagens de fontes sustentáveis, como caixas de papelão recicladas.

No mesmo estudo, a autora (MUNGKUNG, 2005) comparou cinco tipos de propriedades: a) Convencional + CoC (sistema intensivo com a aplicação do “Code of Conduct for Responsible Marine Aquaculture” - Código de Conduta para Aquicultura Marinha Responsável - conhecido como CoC); b) Biológica + CoC (sistema intensivo com aplicação do CoC + uso minimizado de produtos químicos); c) Probiótica (uso de substâncias probióticas para digerir resíduos nos viveiros de camarões); d) Ecológica (sistema não intensivo que tem o objetivo de criar os camarões em condições próximas ao seu habitat natural, com cuidado com o ambiente de cultivo e seu entorno, sem o uso de produtos químicos); e) “Tornando-se orgânica” (transição do sistema convencional intensivo para o orgânico com densidade de estocagem reduzida e eliminação completa do uso de produtos químicos).

A propriedade Convencional + CoC apresentou os maiores impactos, já que possui as maiores entradas de recursos energéticos, usa mais alimento e cal viva. A propriedade Probiótica, e as propriedades Biológica + CoC e “Tornando-se orgânica” reduziram os impactos de ecotoxicidade, já que utilizam probióticos e extratos biológicos, respectivamente, ao invés de produtos químicos, enquanto a fazenda

Ecológica apresentou o menor potencial de eutrofização, devido ao reduzido uso de alimento. A sequência dos tipos de fazenda, do melhor para o pior, em termos de impactos ecológicos, é: “Tornando-se orgânica” - Probiótica - Ecológica - Biológica + CoC - Convencional + CoC. Esses resultados da ACV podem ser usados para formular políticas públicas e recomendar manejos mais sustentáveis. Além disso, podem ser usados em rotulagem ecológica para os produtos aquícolas. A autora destaca a importância de realizar análises econômicas e sociais em combinação à ACV, e ressalta a necessidade de participação de todos os atores sociais no processo de formulação de políticas públicas para a carcinicultura.

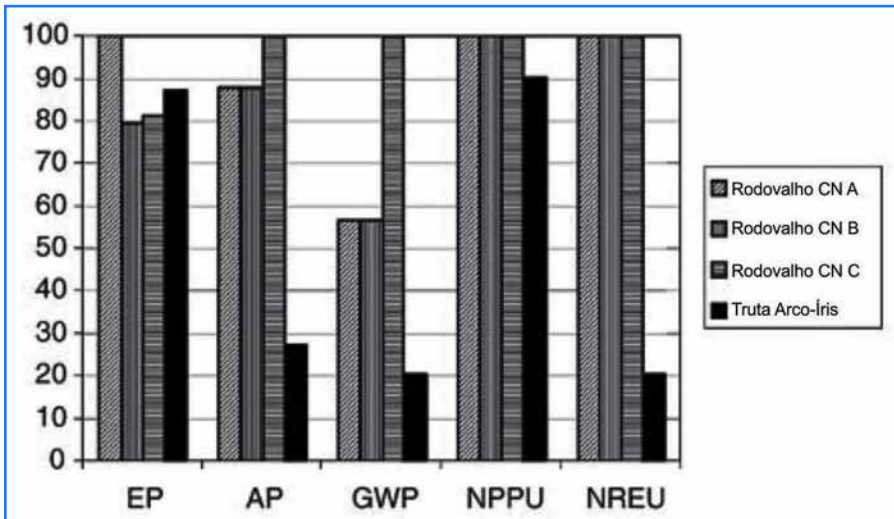
Aubin et al. (2006) estudaram um sistema de recirculação de rodovalho (*Scophthalmus maximus*) na França. Os impactos avaliados foram: potencial de eutrofização, potencial de acidificação, potencial de aquecimento global, uso de produtividade primária e uso de energia não renovável. Os estágios considerados foram: fazenda de piscicultura, produção de *inputs* (entradas) da propriedade (energia, oxigênio líquido, tratamentos veterinários, produtos químicos e dieta dos peixes), produção e transformação de ingredientes da dieta, produção de equipamentos usados na fazenda, construção civil e infraestrutura de reprodução e transporte em todos os estágios. A fase de produção de peixes (“dentro da porteira”) é o maior contribuinte para o potencial de eutrofização, seguido da produção de dieta e fonte de energia, que é nuclear. O potencial de acidificação é causado principalmente em razão da fonte de energia, seguido da dieta e de equipamentos e obras civis. O uso de produtividade primária líquida é somente influenciado pela dieta. Fontes de energia usadas na fazenda contabilizam o maior uso de energia não renovável. O uso de energia não renovável é 4 - 6,5 vezes maior no cultivo de rodovalho do que no cultivo de truta arco-íris em sistema de recirculação de água (PAPATRYPHON et al., 2004a), e o potencial de acidificação e de aquecimento global é 3 vezes maior

nos cenários A e B (A = cenário referência = assume-se que sólidos, fósforo e nitrogênio são direta e totalmente liberados para a água, B = a mesma situação para sólidos e fósforo que “A”, mas  $N_2$  é emitido para a atmosfera) em comparação com o mesmo cultivo de trutas (Figura 4). O elevado consumo de energia é principalmente em razão do bombeamento para o transporte e circulação de água dentro da fazenda, associado à termoregulação a 17 °C usada ao longo do ano para otimizar o crescimento dos peixes. Portanto, o sistema demanda elevada energia e isso se reflete principalmente no potencial de acidificação e aquecimento global, embora a energia nuclear produza poucos gases do efeito estufa e gases acidificantes. Os autores afirmam que a quantidade de energia e sua origem estão entre os fatores principais a serem melhorados para reduzir os impactos da produção dessa espécie. Eles sugerem o uso desses sistemas de recirculação apenas para espécies de alto valor comercial ou em fases específicas do ciclo de produção, como a larvicultura.

Ellingsen e Aanondsen (2006) compararam os impactos ambientais da captura de bacalhau (*Gadus mohua*) e o cultivo de salmão com a produção avícola na Noruega. Os estágios considerados foram: captura, reprodução, cultivo, processamento e transporte (processamento do alimento incluindo provisão de matéria-prima como peixe industrializado e grãos e transporte entre várias plantas de processamento). Os impactos considerados foram: substâncias carcinógenas, impactos respiratórios de inorgânicos, mudanças climáticas, camada de ozônio, potencial de ecotoxicidade, potencial de acidificação e eutrofização e combustíveis fósseis. A pesca do bacalhau e a alimentação do salmão e dos frangos foram as que tiveram maior impacto ambiental, por causa do elevado gasto energético para a pesca do bacalhau e de peixes marinhos para a composição da dieta do salmão. A avicultura<sup>1</sup> apresentou a maior eficiência energética em comparação com o salmão e o bacalhau, que tiveram resultados semelhantes. O uso da energia foi avaliado durante a



pesca e a despesca, fases de transporte com barcos, caminhões e outros veículos, refrigeração, produção de dietas, abate e processamento. Os resultados indicaram que para produzir 0,2 kg de salmão, é necessário 1,3 kg de peixes provenientes da pesca para a formulação da dieta, e para produzir 0,2 kg de filé de bacalhau, a área do fundo do mar afetada pelo arrasto de fundo é aproximadamente cem vezes maior que a área continental necessária para formar a dieta para produzir 0,2 kg de frango.



**Figura 4.** Comparação de três cenários de produção (dentro da fazenda) de rodvalho (*turbot*) e um cenário de produção de trutas arco-íris (detalhes dados no texto) para potencial de eutrofização (EP), potencial de acidificação (AP), potencial de aquecimento global (GWP), uso de produção primária líquida (NPPU) e uso de energia não-renovável (NREU). Os resultados foram expressos por tonelada de peixe produzido e relativizados para cada categoria de impacto, como uma porcentagem dos resultados do cenário apresentando o maior valor de impacto. CN= cenário; A= cenário referência = assume-se que sólidos, fósforo e nitrogênio são direta e totalmente liberados para a água; B= a mesma situação para sólidos e fósforo que “A”, mas  $N_2$  é emitido para a atmosfera; C= mesma situação que “B” para sólidos e fósforo, mas o nitrogênio é emitido nas formas  $N_2$ ,  $N_2O$  e  $NH_3$  para a atmosfera.

Fonte: Aubin et al. (2006).

<sup>1</sup>Os frangos de corte na Noruega são criados soltos. O sistema de produção semelhante ao praticado no Brasil foi banido para atender às exigências do bem-estar animal.

Os autores concluíram que há um potencial para melhorar o cultivo de salmão e a pesca de bacalhau especialmente no uso de energia: dois cenários foram definidos e testados. Os cenários foram chamados: *combustível verde e o salmão vegetariano*. A primeira simulação foi feita substituindo-se o óleo diesel por gás natural, e os resultados foram positivos na redução dos impactos ambientais, exceto para o uso de combustíveis fósseis e impactos no ecossistema marinho de fundo. Conforme os autores, devem-se desenvolver técnicas de arrasto do fundo do mar com menor impacto ambiental. O salmão vegetariano consistiu em substituir ingredientes da dieta de origem marinha por ingredientes vegetais. O resultado encontrado foi que o uso de energia pode ser reduzido a um nível menor que os encontrados na produção de frangos. No entanto, deve-se avaliar se os benefícios ambientais na adoção dessa medida continuarão caso outros impactos, como o uso da terra, sejam considerados (ELLINGSEN; AANONDSSEN, 2006).

Grönroos et al. (2006) conduziram um estudo na criação de truta arco-íris na Finlândia, comparando diferentes dietas, conversão alimentar e adaptações na tecnologia de produção para reduzir a emissão de nutrientes. Essas adaptações foram: no sistema de produção em funil, um funil é instalado sob o tanque-rede, para que os resíduos sejam bombeados para tratamento externo; no sistema de gaiolas fechadas flutuantes, o resíduo é bombeado para fora do sistema e coletado e no sistema em viveiros, a água é bombeada e os resíduos podem ser removidos. Os estágios avaliados foram: produção de dietas e produção de matéria-prima da dieta, larvicultura, fazenda de piscicultura, abate, evisceração, transporte de matéria-prima e produtos finais, produção de embalagens, combustíveis e eletricidade. As categorias de impacto consideradas no estudo foram as mudanças climáticas, acidificação, eutrofização, formação de ozônio troposférico e depleção

de combustíveis fósseis. Os impactos mais importantes são a liberação de nitrogênio e de fósforo para a água. Emissões atmosféricas (principalmente provenientes de produção de matéria-prima da dieta, manufatura da dieta e transporte) têm contribuição mínima para os impactos ambientais totais. Medidas técnicas para diminuir a emissão de nutrientes para a água reduzem a carga de fósforo, mas tem um efeito mínimo no nitrogênio. Para se tornar sustentável, o sistema deve mudar o consumo de energia e usar fontes renováveis de energia.

Myrvang (2006) estudou a produção de rodvalho na Noruega, considerando a fazenda e a produção de alimentos. O autor comparou diferentes meios de aquecimento de água no sistema de recirculação usando uma análise do ciclo de vida híbrida. Nessa avaliação, as tabelas econômicas de entradas e saídas (IOT = *input-output tables*) podem ser usadas em complementação às técnicas convencionais. IOTs representam modelos de economia descrevendo fluxos monetários entre setores industriais presentes em uma economia. As categorias de impacto usadas foram potencial de depleção abiótica<sup>2</sup>, aquecimento global, depleção da camada de ozônio, potencial de toxicidade humana, potencial de ecotoxicidade terrestre, potencial de oxidação fotoquímica, potencial de acidificação e eutrofização. A análise indicou que a produção de alimentos para os peixes é o maior contribuinte para os impactos ambientais: ingredientes marinhos da pesca são as maiores fontes de impactos ambientais no aquecimento global e acidificação enquanto a agricultura é a maior responsável pela eutrofização. A instalação dos equipamentos técnicos (equipamentos de laboratório, filtros, bombas, equipamentos para o sistema de recirculação de água) e a construção da fazenda piscícola foram os itens que mais

---

<sup>2</sup>Potencial para diminuir os recursos naturais abióticos, como combustíveis fósseis e minérios.

contribuíram para o aquecimento global, acidificação, toxicidade humana e terrestre, em razão da manufatura de partes metálicas. A produção de químicos para as operações da fazenda e a matéria-prima para o sistema de encanamento contribuem para o aquecimento global e potencial de oxidação fotoquímica. O aquecimento da água com eletricidade causa os maiores impactos ambientais. O uso de gás natural ou petróleo resultam em potencial de aquecimento global 68% e 83%, respectivamente, maior que o calor desperdiçado em refinaria de petróleo (considerado como base). Todas as categorias de impacto foram aumentadas quando os combustíveis fósseis foram usados como fonte de energia.

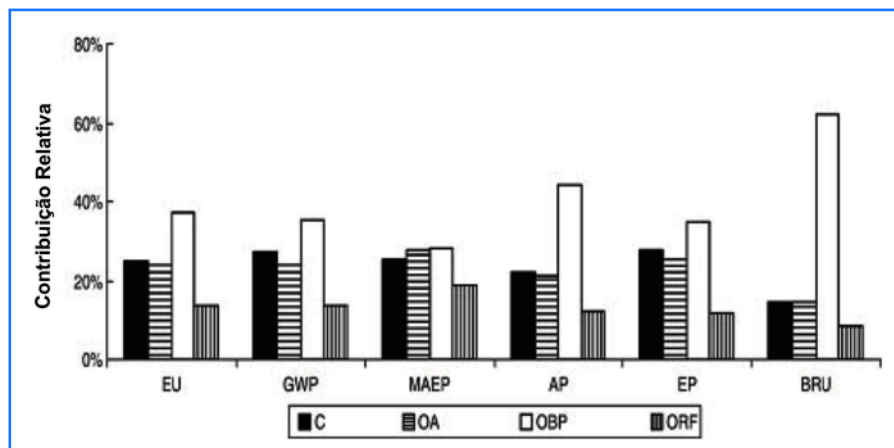
Pelletier e Tyedmers (2007) analisaram a produção de ingredientes para quatro dietas hipotéticas para a produção orgânica e convencional de salmão no Canadá. As dietas usadas foram: 1- convencional, baseada em farinha e óleo de peixe, farinha de subprodutos de peixes, farinha de subprodutos da avicultura, farelo de soja, trigo, canola, glúten de milho (C); 2- idêntica à primeira, mas com ingredientes com certificação orgânica (OA); 3- ingredientes orgânicos, mas os ingredientes de origem animal foram provenientes de subprodutos da pesca para consumo humano (OBP); 4- ingredientes com certificação orgânica, mas a farinha de subprodutos de avicultura foi substituída por farinha de peixe, 25% da farinha de peixe foi substituída por farinha de soja orgânica e o óleo de peixe foi substituído por óleo de canola orgânico (ORF). Foram considerados todos os materiais e entradas de energia e emissões relacionadas à pesca e produção agrícola, processamento de sistemas dos quais os ingredientes das dietas foram derivados, o processamento de matérias-primas em ingredientes da dieta, o transporte desses ingredientes e o processamento dos ingredientes em dietas completas. Isso também incluiu os *inputs* (entradas) para

estocar e equipamentos usados para produzir/ colher os ingredientes. As categorias de impacto analisadas foram: potencial de eutrofização, uso de recursos bióticos, aquecimento global, acidificação, eutrofização, impactos na ecotoxicologia aquática.

A Figura 5 apresenta os impactos comparativos da origem à porta da fazenda para produzir 1 tonelada de cada uma das dietas citadas no parágrafo acima. Os resultados mostraram que os ingredientes derivados de peixes e aves geraram impactos maiores que os derivados de vegetais. Ingredientes de lavouras orgânicas resultaram em impacto mais baixo do que os ingredientes da dieta convencional, mas a redução foi mínima, já que ingredientes derivados de animais são o principal fator que afeta as medidas de impacto. A substituição de farinha e óleo de peixe aumentou os impactos ambientais; o uso de subprodutos de peixes e aves ou a redução dos ingredientes provenientes da pesca resultaram em menores impactos ambientais. Os autores concluem que os padrões atuais para a aquicultura orgânica do salmão, que estipula o uso de lavouras orgânicas e farinhas e óleos de subprodutos da pesca, falham em reduzir os impactos ambientais.

Ayer e Tyedmers (2009) compararam os impactos de diferentes sistemas de cultivo de salmonídeos (salmão do Atlântico - *Salmo salar*/salvelino Ártico - *Salvelinus alpinus*) no Canadá. O sistema convencional de gaiolas no mar foi comparado com o sistema de bolsas flutuantes marinhas, com o sistema de renovação de água salobra e com o sistema de recirculação de água doce. Esses três últimos sistemas são conhecidos como ambientalmente corretos. Os estágios que o estudo compreendeu foram da origem ao portão da fazenda, e os impactos avaliados foram a depleção abiótica, o potencial de aquecimento global, o potencial de toxicidade humana, o potencial de toxicidade marinha, o potencial de acidificação e a eutrofização. Os resultados mostraram que os sistemas fechados podem reduzir os impactos ecológicos, mas o aumento em demanda de material e energia associados com seus usos pode resultar em contribuição

aumentada para os impactos ambientais globais, incluindo aquecimento global, depleção de recursos naturais e acidificação.

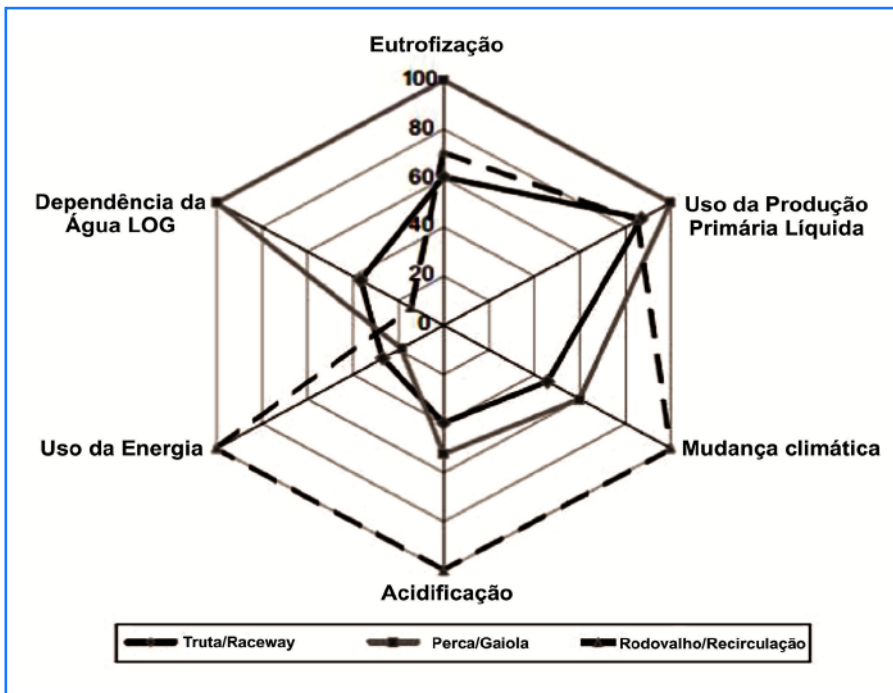


**Figura 5.** Impactos comparativos da origem à porta da fazenda para produzir 1 tonelada de cada uma das quatro dietas para salmonídeos em uma fábrica de ração em British Columbia. EU= uso de energia (equiv. MJ), GWP= potencial de aquecimento global (equiv. CO<sub>2</sub>), MAEP = potencial de ecotoxicidade aquática marinha (equiv. 1,4-DCB), AP = potencial de acidificação (equiv. SO<sub>2</sub>), EP = potencial de eutrofização (equiv. PO<sub>4</sub>), e BRU = uso de recurso biótico (carbono). C = convencional (média de inputs para a dieta do salmão em BC), OA = ingredientes de lavoura orgânica/farinhas e óleos de origem animal convencionais, OBP = ingredientes de lavoura orgânica/farinhas e óleos de subprodutos da pesca, e ORF = ingredientes de lavoura orgânica/farinha de subproduto sem origem de avicultura/25% de farinha de peixe substituída por farinha de soja orgânica/100% de óleo de peixe substituído por óleo de canola orgânica.

Fonte: Pelletier e Tyedmers (2007).

Aubin et al. (2009) estudaram a produção de truta arco-íris (*Onchorynchus mykiss*) em raceways na França, perca (*Perca fluviatilis*) em gaiolas na Grécia e de rodovalho (*Scophthalmus maximus*) em sistemas de recirculação na França. Eles consideraram o estágio da fazenda, produção de alimentos, construção de infraestrutura, manufatura de equipamentos e transporte. As categorias de impacto usadas no estudo foram eutrofização, mudanças climáticas,

potencial de acidificação, uso de produção primária, uso de energia e dependência da água. A Figura 6 mostra o impacto relativo das três pisciculturas em seis categorias de impacto. A produção de dietas para as percas e trutas causa o maior impacto nas mudanças climáticas, potencial de acidificação e uso de produção primária. Perca cultivada em gaiolas é menos eficiente que truta criada em *raceways*, já que possui maior potencial de eutrofização e uso de produção primária. A produção de rodovalho é o sistema que mais consome energia.



**Figura 6.** Gráfico radial comparando o impacto relativo, para seis categorias de impacto, de três pisciculturas. A linha preta cheia corresponde ao cultivo de truta em *raceway*, a linha cinza é relativa ao cultivo de perca em gaiolas e a linha tracejada, ao cultivo de rodovalho em sistema de recirculação. Os pontos mais próximos do centro do gráfico possuem menor impacto ambiental. Valores de dependência de água foram transformados (log10).

Fonte: Aubin et al. (2009).

D'Orbcastel et al. (2009) determinaram as principais diferenças da produção de truta em um sistema de fluxo contínuo (FTF) e em um sistema experimental de recirculação piloto *low head* (RSF). As categorias de impacto analisadas foram o uso da água, potencial de eutrofização e uso de energia. Os estágios analisados foram a produção de peixes, produtos químicos, obras civis e consumo de energia. A produção e o uso de dietas são responsáveis pela maioria dos impactos ambientais (exceto para o potencial de eutrofização e dependência de água). O RSF é mais favorável ambientalmente nas escalas globais e regionais, exceto para o uso de energia. Além disso, a dependência da água e a eutrofização foram 93% e 26% a 28% respectivamente menores no RSF, enquanto o FTF consumiu 24% a 40% menos energia que RSF.

Pelletier et al. (2009) compararam o salmão cultivado na Noruega, Reino Unido, Canadá e Chile. Os estágios considerados foram produção da dieta, larvicultura e crescimento final. As categorias de impacto foram uso cumulativo de energia, uso de recursos bióticos, gases do efeito estufa, potencial de acidificação e emissão de eutrofização. Os impactos ambientais foram menores para a produção na Noruega e maiores no Reino Unido.

Kruse et al. (2009) desenvolveram um estudo sobre indicadores socioeconômicos para complementar a ACV aplicada à produção de salmão. Os autores afirmam que há uma necessidade de desenvolver e refinar métodos para analisar os resultados dos indicadores socioeconômicos usando a perspectiva do ciclo de vida. Há estudos que focam em trocas entre grupos de atores sociais e pilares da sustentabilidade. Apesar da necessidade de dados para formar indicadores socioambientais, é necessário definir limites do sistema para os indicadores socioeconômicos. Eles sugerem, de maneira



similar a Dreyer et al. (2006), uma combinação das abordagens *top-down* e *bottom-up*: o primeiro é o que seleciona indicadores que são representativos de valores amplamente reconhecidos da sociedade enquanto o último identifica indicadores baseados nos interesses da indústria ou dos investidores e/ou disponibilidade de dados.

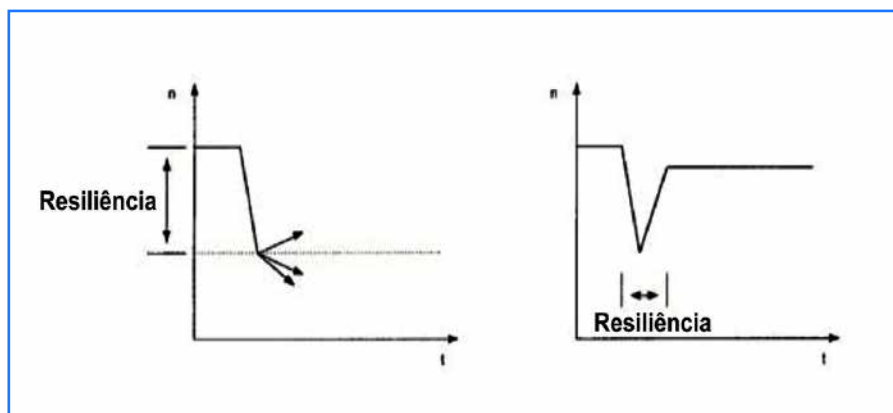
Conforme mostrado nessa revisão, a maioria dos trabalhos de ACV aplicados à aquicultura foi realizada para cultivos de espécies do hemisfério norte. As análises sugerem fortemente que a produção e o uso de alimentos para os organismos cultivados são as principais fontes de impactos ambientais. Portanto, algumas possíveis soluções para esse problema são: a utilização de ingredientes produzidos nas proximidades das fazendas de cultivo (reduzindo o uso de combustíveis fósseis para o transporte), o uso de espécies herbívoras ou detritívoras, a substituição de ingredientes de origem animal (principalmente farinha de peixe proveniente da pesca) por subprodutos ou ingredientes vegetais, a reduzir ou mesmo a abolição do uso de dietas, planejando sistemas que utilizem como base alimentar a produção primária ou detritos ou subprodutos de sistemas de produção de alimentos. Além disso, o uso de sistemas fechados ou orgânicos, geralmente considerados ambientalmente corretos, podem ser mais impactantes que certos sistemas convencionais.

## Análise da resiliência

A resiliência (Figura 7), aplicada aos ecossistemas ou a sistemas integrados de pessoas e o ambiente natural, possui três características que a define (WALKER et al., 2002):

- a quantidade de mudança que o sistema pode passar e ainda manter os mesmos controles sobre sua função e estrutura;
- o grau no qual o sistema é capaz de auto-organização;
- a habilidade para construir e aumentar a capacidade de aprendizado e adaptação.

A complexidade dos sistemas faz com que predições futuras sobre a sustentabilidade sejam difíceis, já que as incertezas são grandes. Ao invés de métodos que nos permitam prever quais configurações são sustentáveis, ou seja, as que persistirão no futuro, uma alternativa é focar na capacidade do sistema superar distúrbios futuros inesperados, sem mudar para caminhos indesejáveis (FOLKE et al., 2002). Isso pode ser alcançado mantendo ou aumentando a resiliência do sistema (FOLKE et al., 2003).



**Figura 7.** Resiliência ecológica. Não existe uma definição precisa de resiliência. Duas alternativas são apresentadas: esquerda - o distúrbio que pode ser absorvido antes que o equilíbrio dinâmico mude completamente (segundo Holling) e direita - a taxa de recuperação de um distúrbio [resiliência + resistência = estabilidade].

Fonte: Adger (2000).

O enfoque da resiliência (GUNDERSON; HOLLING, 2002) permite um melhor entendimento das inter-relações e desafios que envolvem o movimento rumo à produção sustentável de alimentos e uso de recursos naturais. Como a resiliência não pode ser medida diretamente (CARPENTER et al., 2005), ela é geralmente usada como um contexto teórico relacionado fortemente com a sustentabilidade (CARPENTER et al., 2001; WALKER et al., 2002). Folke et al. (2003) listam quatro grupos de fatores importantes na construção da resiliência em sistemas socioecológicos:

- aprendizado para viver com mudanças e incertezas;
- estímulo da diversidade para reorganização e renovação;
- combinação de diferentes tipos de conhecimento e aprendizagem;
- criação de oportunidade para auto-organização e ligações em escalas cruzadas (ligações institucionais e ecossistêmicas das dimensões temporais e espaciais e através de uma diversidade de escalas).

A aquicultura tem o potencial para aumentar ou reduzir a resiliência de comunidades humanas. Um conjunto de sete itens relacionados diretamente à resiliência social foi identificado como sendo relevante para mudanças que poderiam ser introduzidas como um resultado do desenvolvimento da aquicultura, de acordo com Bailey (2008). São eles.

**1. Oportunidade empreendedora e geração de emprego:** a aquicultura pode gerar empregos em escala local, desenvolvendo a economia. Quando os produtores admitem trabalhadores, o impacto na resiliência social em uma comunidade depende de como esses trabalhadores são recrutados e compensados. Se os trabalhadores empregados forem do local, outras pessoas da comunidade são beneficiadas pelo

empreendimento aquícola. Ao contrário, se os trabalhadores forem de fora, a comunidade local é pouco beneficiada.

**1. Relações de gênero:** o desenvolvimento da aquicultura pode afetar a divisão de trabalho e acesso a recursos entre homens e mulheres. Por exemplo, em geral, as mulheres têm maiores responsabilidades nos sistemas de produção orientados para o consumo doméstico ou vendas na comunidade, enquanto os homens têm papel central em atividades associadas à produção de bens destinados a mercados mais distantes. A introdução de um novo sistema de produção pode ter consequências nas relações domésticas, sendo importante saber como a divisão existente do trabalho baseada no gênero pode afetar qualquer forma de inovação, incluindo a aquicultura.

**2. Diversificação econômica:** um dos principais benefícios da aquicultura é o potencial para diversificar as atividades econômicas nos níveis domésticos, comunitários e regionais. Por exemplo, a água dos viveiros pode ser usada para irrigação, os resíduos da lavoura e da pecuária podem ser usados para fertilizar viveiros. A aquicultura pode se encaixar na estratégia adaptativa dos sistemas rumo à resiliência.

**3. Desenvolvimento de infraestrutura:** a aquicultura necessita de infraestrutura, como, por exemplo, estradas, eletricidade, e mão de obra técnica e competente. Indiretamente, as comunidades podem se beneficiar com o acesso a centros urbanos, eletricidade, melhoria de escolas e postos de saúde.

**4. Suprimento de alimento:** a aquicultura provê proteína de boa qualidade para o consumo humano direto. A aquicultura de pequena escala e de subsistência contribuem para a resiliência social. Se a produção é vendida fora da comunidade, a resiliência social também

pode estar sendo contemplada, uma vez que as pessoas do local recebem receita suficiente para comprar alimento produzido em outros locais.

**5. Conflitos de uso:** a aquicultura pode gerar conflitos de uso de terra e água. Alguns exemplos desses conflitos na aquicultura são a salinização de água doce e a conversão de manguezais em áreas de cultivo, ambos na carcinicultura marinha. Os conflitos devem considerar a visão ecossistêmica da aquicultura, reconhecendo a possibilidade de a aquicultura afetar e ser afetada por um ecossistema maior, incluindo aspectos biofísicos e sociais desse ecossistema.

**6. Balanços de riqueza, receita e poder:** o desenvolvimento da aquicultura pode ter impactos adversos na resiliência de uma comunidade caso leve a extremos de desigualdade de riquezas, principalmente se a desigualdade econômica é usada para estabelecer poder político e fazer rígidas distinções de classes. Por outro lado, a aquicultura pode promover a resiliência social se diminuir as desigualdades de riquezas, receitas e poder.

Adger (2000) mostrou que a carcinicultura no nordeste do Vietnã reduziu a resiliência de comunidades costeiras. A conversão do manguezal em viveiros de cultivo diminui a capacidade do sistema dependente daquele ecossistema sobreviver, já que fornecia à comunidade recursos como alimento, materiais de construção e lenha. A resiliência ecológica e social estão ligadas. A conversão de manguezal para viveiros de aquicultura aumenta o risco de inundação e enchentes costeiras. Então, maiores retornos são distribuídos para um menor número de usuários com elevada variância, mostrando menos estabilidade e menor distribuição equitativa dos lucros. Esse fato e a perda do acesso aos recursos do manguezal pelas pessoas vivendo nas comunidades costeiras resultaram em resiliência social reduzida.

Embora tenhamos encontrado um único trabalho que aplicou os conceitos da resiliência na aquicultura, essa análise pode ser de grande utilidade no estudo da sustentabilidade, pois permite previsões e estimar a capacidade dos sistemas de produção aquícola se adaptarem a mudanças e permanecer em funcionamento ao longo do tempo. No caso descrito, a carcinicultura marinha reduziu a resiliência das comunidades costeiras, o que é antagônico à sustentabilidade.

## **Conjunto de indicadores**

Indicadores são variáveis que refletem as variações em características dos sistemas que estão sendo analisados. Conjuntos de indicadores são a base de vários métodos para a avaliação da sustentabilidade. Giampietro (1997) afirma que os indicadores representam uma ferramenta poderosa para reduzir a complexidade da descrição de sistemas. A construção dos indicadores é um passo essencial no estabelecimento do método de avaliação. Indicadores de sustentabilidade precisam apresentar relevância política, validade ou eficiência analítica, mensurabilidade e nível de agregação (OECD, 1999). Os critérios de relevância política foram escolhidos como importantes para os tomadores de decisão do OECD (Organization for Economic Co-operation and Development) e são divididos em seis itens: solo (ex.: salinização do solo), água (ex.: qualidade da água afetada por resíduos de pesticidas tóxicos), ar (ex.: contaminação do ar por pesticidas), natureza (ex.: biodiversidade de plantas e animais “domesticados”), financiamento rural (ex.: assuntos incluindo recursos disponíveis para financiamento de produtores) e sociocultura (ex.: assuntos incluindo balanço populacional entre áreas urbanas e rurais). A validade ou eficiência analítica refere-se ao estabelecimento de ligações entre as atividades agrícolas e as condições ambientais.

A mensurabilidade diz respeito à existência de dados apropriados disponíveis ou métodos adequados para medir o indicador. O indicador deve ser desenvolvido a partir de uma longa série de dados nacionais ou regionais, que permitem evidenciar efeitos ambientais ao longo do tempo. O nível de agregação procura determinar em qual nível (ex.: propriedade, setorial, regional, nacional) o indicador pode ser significativo para a aplicação nas políticas públicas.

Procedimentos de avaliação relativa são estabelecidos na comparação de sistemas diferentes, ou podem-se utilizar valores de referência. Por exemplo, os indicadores podem ser convertidos a uma escala de desempenho de acordo com um critério definido (ex. variando de 0 a 100). Em seguida, os indicadores são combinados para a obtenção de um índice que reflete aquele conjunto de características do sistema como, por exemplo, para cada dimensão da sustentabilidade. Indicadores são frequentemente classificados dentro das dimensões da sustentabilidade: ecológica, econômica e social. A média aritmética entre os subítemos gera o índice de sustentabilidade, que será usado para comparar sistemas distintos. Portanto, indicadores podem ser usados individualmente, como parte de um conjunto, ou na forma de índice composto, em que escores de indicadores individuais são combinados em um índice de sustentabilidade agregado. Frequentemente, os resultados dessa estratégia de avaliação são apresentados na forma de gráficos teia de aranha ou radar.

Avaliações baseadas em indicadores são amplamente usadas nas ciências agrárias (FERNANDES; WOODHOUSE, 2008; RIGBY et al., 2001; RODRIGUES et al., 2010; VAN DER WERF; PETIT, 2002). Métodos para medir a sustentabilidade na agricultura têm sido criticados, principalmente por causa do maior peso dado à dimensão ecológica (VON WIRÉN-LEHR, 2001) e à falta de consideração das interações entre os indicadores (MORSE et al., 2001). Nos anos

recentes, vários métodos foram desenvolvidos (BINDER et al., 2010) para superar essas dificuldades e promover uma avaliação integrada dos sistemas agrícolas. Entre eles, o *Framework for the Evaluation of Sustainable Land Management* (FESLM), que é capaz de considerar mudanças em tipologias de áreas e desenvolvimento ao longo do tempo; o *Multiscale Methodological Framework* (MMF), que visa avaliar a sustentabilidade em um nível de múltiplas escalas com ênfase na agricultura camponesa e manejo de recursos naturais; o *Sustainability Assessment of the Farming and the Environment* (SAFE), que propõe uma metodologia holística e hierárquica para avaliar os sistemas agroecológicos em que os efeitos das atividades da propriedade são medidos nas escalas da área de produção, da propriedade e regional; o *Sustainability Solution Space for Decision Making* (SSP), que usa um enfoque sistêmico, multidisciplinar e, na medida do possível, dinâmico, pois realiza uma análise cruzada dos indicadores usados. No Brasil, podemos citar o Sistema APOIA-NovoRural, que integra 62 indicadores em cinco dimensões da sustentabilidade - ecologia da paisagem, qualidade ambiental, valores socioculturais, valores econômicos, manejo e gestão.

Dalsgaard et al. (1995) avaliaram somente o componente ecológico da sustentabilidade em quatro sistemas de rizicultura nas Filipinas (dois em sistema de estação experimental e dois em propriedades de pequeno porte). Eles propuseram indicadores correspondentes a quatro atributos ecológicos tirados da ecologia: diversidade, ciclagem, estabilidade e capacidade da fonte de solo e água produzir e sustentar biomassa. Esses indicadores servem para estabelecer uma tipologia de propriedades. Aquelas com valores baixos dos indicadores seriam especializadas e altamente dependentes de recursos externos, enquanto aquelas com indicadores elevados utilizam sistemas integrados. Isso sugere uma escala hipotética em que a sustentabilidade ecológica aumenta rumo a sistemas integrados.



Dalsgaard e Oficial (1997), enfatizando a dimensão ecológica dos agroecossistemas, avaliaram quatro propriedades de pequeno porte de rizicultura nas Filipinas. Indicadores ecológicos foram tirados de experiências prévias nas Filipinas (DALSGAARD et al., 1995), enquanto a avaliação agroeconômica foi baseada na margem bruta e retornos ao trabalho. A maioria dos indicadores foi computada no software ECOPATH. Eles utilizaram os Diagramas de Fluxo de Biosistemas (LIGHTFOOT et al., 1994) para analisar a estrutura e características das propriedades, por meio de cálculo de modelo de balanço de massa para todas as propriedades (em kg N ha<sup>-1</sup>). Os autores concluíram que a integração é uma estratégia viável para pequenas propriedades, mas a disponibilidade da mão de obra e o direito de posse da terra são condições necessárias.

Vários indicadores têm sido desenvolvidos para avaliar a sustentabilidade na aquicultura. Eles podem ser usados em diversas escalas, como da propriedade, regional, nacional ou até mesmo internacional. No entanto, condições específicas do local fazem necessárias escalas mais detalhadas de avaliação. Enquanto alguns indicadores podem ser usados em todos os sistemas de produção, outros são somente aplicáveis em certos casos.

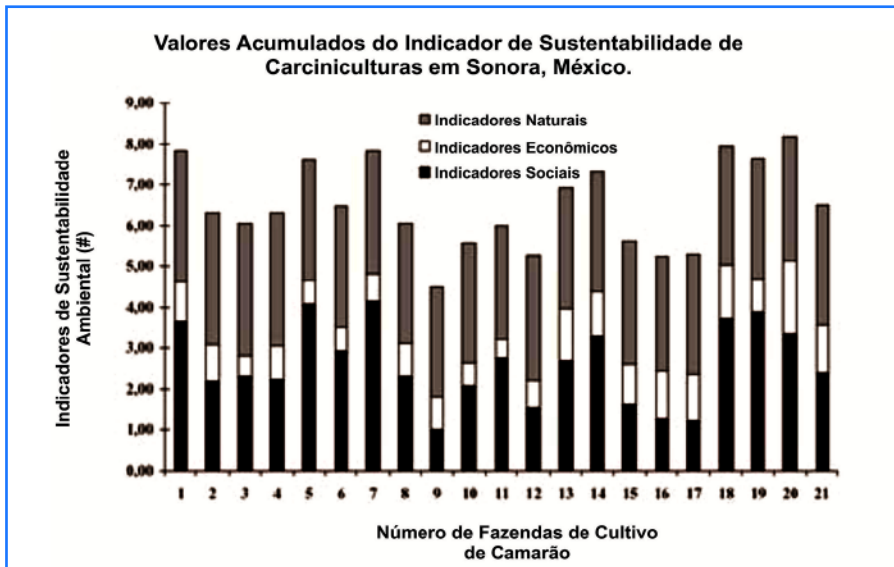
Em 1998, a FAO promoveu uma reunião de especialistas para desenvolver critérios e indicadores para avaliar a sustentabilidade da carcinicultura no plano nacional (FAO, 1998). Quarenta e um indicadores foram desenvolvidos de acordo com dez critérios. Esses indicadores são relacionados a assuntos institucionais (planejamento, leis e regulamentações), avaliação de impactos ambientais, processos de autorização/licença, benefícios da carcinicultura (produção, intercâmbio internacional e emprego), uso eficiente do alimento, incidência de doenças, dependência de sementes selvagens, segurança

alimentar, manejo de manguezal e pesquisa em carcinicultura. A tomada dos dados é feita por meio de questionário. Vários indicadores permitem somente respostas “sim” ou “não”. Por exemplo, um indicador avalia a existência de um programa de monitoramento ambiental costeiro; a resposta será “sim” quando existe ou “não”, quando não há nenhum programa.

Caffey et al. (2000) consultaram mais de 100 especialistas para desenvolver indicadores de sustentabilidade para a aquicultura na região sudeste dos Estados Unidos. O quadro de especialistas consistiu de fazendeiros, pesquisadores e extensionistas, autoridades reguladoras e organizações não governamentais. Uma abordagem Delphi foi usada para encontrar um consenso. O resultado foi a definição de 31 indicadores da sustentabilidade na aquicultura: 12 ambientais, 10 econômicos e 9 sociais. Indicadores ambientais são baseados no uso de recursos e poluição. Indicadores de uso dos recursos incluem a conservação da terra, energia, proteína, água e áreas alagadas. Indicadores relacionados à poluição incluem medidas do uso de químicos, demanda bioquímica de oxigênio em efluentes, nitrogênio amoniacal total, fósforo total, sólidos em suspensão e o uso de espécies exóticas na aquicultura. Os indicadores econômicos focam lucros, riscos, eficiência e assuntos de mercado. Os indicadores sociais refletem preocupações como disponibilidade de emprego, taxas de compensação, benefícios e segurança do trabalhador.

González et al. (2003) analisaram a sustentabilidade de 21 fazendas semi-intensivas de camarão no noroeste do México. Dezesete indicadores foram usados para a análise, dos quais 12 foram selecionados e modificados dos 130 propostos pelas Nações Unidas para avaliar o desenvolvimento sustentável nas dimensões ambiental, social e econômica (UN, 1995). Os outros cinco indicadores associados à carcinicultura foram desenvolvidos pelos autores. Os indicadores foram combinados para obter um índice de sustentabilidade (IS) para cada propriedade. Os indicadores ambientais e sociais tiveram valores

elevados, mas os indicadores econômicos tiveram pontuação baixa (Figura 8). Indicadores ambientais obtiveram notas mais elevadas porque as propriedades não usavam formas jovens selvagens ou pesticidas e não foram construídos em áreas de manguezal. A sustentabilidade social é alta em razão das condições de trabalho nas fazendas privadas e a preocupação com a educação dos trabalhadores nas fazendas comunitárias. Todavia, os indicadores econômicos tiveram valores baixos ou nulos, contribuindo no máximo com 15% no índice de sustentabilidade. De acordo com os autores, isso ocorreu porque a contribuição é menor para o indivíduo do que para os impostos. Portanto, os autores afirmam que a maioria dos benefícios da carcinicultura retorna ao governo, que decide onde investir os impostos, resultando em “atraso social”. A conclusão dos autores é que as fazendas de carcinicultura estudadas são mais sustentáveis do que as fazendas de carcinicultura de outras regiões do mundo que utilizam área de manguezal para o cultivo e não possuem caráter comunitário.



**Figura 8.** Valores do indicador de sustentabilidade acumulado das fazendas de camarão em Sonora, México.

Fonte: Gonzáles et al. (2003).

A União Europeia criou protocolos de aquicultura sustentável para desenvolver e implementar novos sistemas racionais e eficientes de produção (CONSENSUS..., 2006). Eles são baseados em sistemas de produção que têm baixo impacto ambiental, são altamente competitivos e são eticamente responsáveis em áreas como de biodiversidade e bem-estar animal. Um *workshop* com múltiplos tomadores de decisão foi organizado para identificar e acordar um status desejado para cada setor de produção da aquicultura europeia, e os indicadores específicos que podem ser usados para medir o progresso rumo a esse status. Essa análise levou à criação de 78 indicadores para a sustentabilidade na aquicultura europeia. Os indicadores não foram separados nos componentes comumente usados (ambiental, social e econômico), mas cada um tem um *ranking* de um a três de acordo com sua relevância para o meio ambiente, economia e sociedade. Posteriormente, cada indicador é acompanhado por uma explicação e informações como facilidade de mensuração, interações com outros indicadores, nível (ex.: propriedade, local, regional), tendência e implementação. Os indicadores são classificados em nove categorias: viabilidade econômica (15), padrões ambientais (8), biodiversidade (5), manejo sanitário (9), recursos humanos (7), embalagem e transporte (3), imagem pública (15), uso de recursos (10) e assuntos setoriais (6).

Stevenson et al. (2005) conduziram um estudo para avaliar o desempenho da aquicultura em duas regiões das Filipinas em relação a objetivos específicos nas dimensões econômica, social e ecológica. O trabalho consistiu de três elementos: a tipologia dos sistemas produtivos usando dados da fazenda, dados da aplicação de indicadores de sustentabilidade e um modelo participatório que usa critérios múltiplos para a tomada de decisões para avaliar potenciais conflitos ligados ao desenvolvimento da aquicultura. Os indicadores foram formulados a partir dos objetivos públicos do governo das Filipinas (verificados a partir de documentos e retórica) em relação à aquicultura, que consistem na maximização da sustentabilidade

ecológica, do desempenho econômico e da aceitabilidade social. Eles são representados por margem bruta, indicador de risco, eficiência técnica, produção líquida de proteína, emprego regional e potencial de eutrofização. Os resultados mostraram que o policultivo semi-intensivo de camarões apresenta o maior lucro (margem bruta por unidade de área), mas apresenta valores baixos nos demais indicadores. O policultivo extensivo apresenta bom desempenho na maioria dos indicadores, exceto para o emprego. Em geral, sistemas de produção em larga escala de *milkfish* (*Chanos chanos*) não apresentaram bom desempenho nos indicadores. Tomadores de decisão foram consultados quanto à relevância dos indicadores. Eles consideram o lucro e o emprego os indicadores mais importantes, e não chegaram a um consenso em relação à atribuição de pesos para os indicadores, mostrando que existe divergência nas prioridades e soluções preferidas por parte deles.

Boyd et al. (2007) propuseram indicadores para a análise da eficiência no uso dos recursos e da poluição gerada. Os indicadores são relacionados aos principais recursos usados na aquicultura: dieta, proteína, farinha de peixe, nutrientes, materiais calcários, água, terra, energia e liberação de resíduos como nitrogênio e fósforo, matéria orgânica, sólidos em suspensão e demanda bioquímica de oxigênio. Os autores reconheceram que alguns deles são difíceis de serem avaliados com medidas quantitativas (como por exemplo o escape de espécies exóticas). A adoção de Melhores Práticas de Manejo é um caminho para resolver problemas ambientais causados pela aquicultura. No entanto, esses objetivos pedem medidas quantitativas de eficiência no uso de recursos e das quantidades de resíduos produzidos.

Pullin et al. (2007) questionaram até que ponto a aquicultura poderá crescer e suprir a demanda mundial de pescados sem que ocorram impactos ambientais inaceitáveis. Eles sugerem uma mudança rumo ao manejo integrado. Os indicadores propostos para avaliar esse

processo são classificados em três categorias: biológica, ecológica e intersetorial. Todas são relacionadas à dimensão ambiental da aquicultura. Indicadores biológicos são sugeridos como meio de avaliar a domesticação posterior, o melhoramento genético de organismos aquáticos e os impactos de tais intervenções (medidos como seus requerimentos nutricionais e energéticos). Os indicadores ecológicos propostos são relacionados à pegada ecológica, efluentes e escapes. Embora haja um procedimento de medida conhecido para o primeiro, os autores não especificaram como medir os impactos derivados dos outros dois. Finalmente, indicadores foram desenvolvidos para avaliar a integração da aquicultura. Eles propuseram que os indicadores desenvolvidos em propriedade por Dalsgaard et al. (1995) sejam usados para avaliar a integração intersetorial em zonas costeiras, bacias, países e mares. Acrescentaram também indicador para o compartilhamento de água da aquicultura com outros setores.

Tipraqsa et al. (2007) usaram o cenário da agricultura multifuncional para avaliar a performance de sistemas de cultivo na Tailândia. Naquele país, políticas diferentes favorecem a diversificação com uma estratégia para alcançar aumentos na produtividade e sustentabilidade ambiental. Este estudo compara o desempenho do sistema integrado (SI) com o não integrado (NI). Os empreendimentos incluem rizicultura, aquicultura, silvicultura, bovinocultura e avicultura. Seis variáveis foram selecionadas para avaliar as quatro dimensões de uma agricultura multifuncional (segurança alimentar, funções ambientais, econômicas e sociais). Dois métodos complementares foram usados: uma comparação de propriedades baseada em seus tipos (SI e NI) e uma comparação entre fazendas baseadas no número de sinergias entre empreendimentos na fazenda. Essas sinergias são definidas como fluxos de material biológico entre vários empreendimentos na propriedade. Os resultados mostram que os SI superaram os NI em todos os aspectos exceto a produtividade de terra e trabalho. No entanto, a integração dos recursos envolve um custo inicial de investimento elevado, que pode inibir sua implementação.

Dey et al. (2007) mediram o impacto do desenvolvimento de sistemas integrados envolvendo agricultura e aquicultura em Malawi. A sustentabilidade é medida pelo uso de recursos naturais (ex.: uma tecnologia é considerada mais sustentável se otimiza o uso do recurso natural, por exemplo, obtendo maior *output* por unidade de recurso natural usado). Quatro indicadores foram utilizados para monitorar sistemas ao longo do tempo: diversidade (número de atividades no sistema de produção), reciclagem (número de movimentos de saída biológica ou subproduto/resíduo de uma atividade para outra dentro do sistema de cultivo), capacidade (produção da biomassa do produto em  $t\ ha^{-1}$ ) e desempenho econômico (razão lucro: custo). Os resultados indicam que os proprietários que integram suas fazendas com piscicultura aumentaram o valor de todos os indicadores, mesmo que os resultados possam variar ao longo do tempo.

Bergquist (2007) discute o que determina a sustentabilidade na aquicultura, analisando diferentes sistemas de produção nas Filipinas e no Sri Lanka. Considerou sustentável quando a aquicultura melhora as condições de vida da população carente local pelo aumento de seu envolvimento na participação dos recursos e benefícios da atividade, reduz os riscos de perda da produção e de degradação dos recursos naturais. Dois cenários extremos (sustentável e não sustentável) foram comparados por um conjunto de indicadores derivados de aspectos técnicos, físicos, institucionais e socioeconômicos. O primeiro cenário foi baseado em uma extração moderada de recursos naturais em combinação com manejos de conservação e a participação de pessoas locais. Em contraste, o cenário não sustentável apresenta elevada posse externa da terra e dos recursos para a produção, e extração de recursos naturais, ou seja, os recursos não pertencem à comunidade local. Organizações internacionais e agências de apoio como, por exemplo, o Banco Mundial, NACA, WWF e FAO afirmam que a aquicultura, em especial a carcinicultura, é uma fonte importante de emprego. No entanto, práticas intensivas de monocultivo com

foco na exportação apresentam reduzido potencial de melhoria real para a população pobre, negligenciando a geração de empregos e a segurança alimentar. Práticas extensivas demandam menos *inputs* de capital natural, mas demandam mais terra em comparação a práticas mais intensivas gerando mais depleção de manguezal. Embora práticas extensivas de aquicultura estejam mais próximas do cenário sustentável, em ambos os casos, a participação dos mais pobres e a contribuição para a segurança alimentar permaneceram altamente questionáveis.

Rey-Valette et al. (2008) propuseram um método genérico para auxiliar a construção de indicadores do desenvolvimento sustentável da aquicultura. Eles afirmam que o processo de construção de indicadores requer a participação de um grupo de tomadores de decisão representativo que desenvolva, selecione e valide os indicadores. Esses indicadores derivam de princípios e critérios que foram acordados pelo grupo sobre a sustentabilidade na aquicultura. Essa abordagem foi testada em uma truticultura em viveiros na França e em uma propriedade com tanques-rede de tilápia e carpas na Indonésia. Os resultados obtidos no primeiro estudo mostram que propriedades maiores apresentam os melhores indicadores, exceto para adaptação da produção à capacidade de suporte. Propriedades menores possuem melhor adaptação à capacidade de suporte, mas possuem baixa eficiência no uso de recursos da pesca por causa da pior conversão alimentar e uma pior qualidade dos efluentes. O melhor desempenho na contribuição da aquicultura para a sustentabilidade na região é relativo à qualidade física e química dos efluentes, por causa do cumprimento das regras de descarte de resíduos e uso moderado de produtos perigosos. A contribuição para o emprego, treinamento e economia local é limitada, especialmente em comparação com os setores agroalimentícios na propriedade estudada da França. Para a aquicultura



na Indonésia, a produção de peixes indicou impacto negativo para o local, em decorrência do desrespeito aos objetivos de conservação, capacidade e qualidade ambiental. No entanto, a atividade aquícola é uma força motriz no desenvolvimento socioeconômico da região, já que apresenta impactos positivos em relação ao emprego e à economia local.

Valenti et al. (2011) definem indicadores para os três componentes da sustentabilidade: econômico, ambiental e social. Além disso, eles introduziram indicadores relacionados ao bem-estar animal. Indicadores de cada dimensão são combinados para fazer um indicador de sustentabilidade como um todo. Para a dimensão econômica, o objetivo é medir a eficiência de uso do recurso financeiro e avaliar se os lucros são suficientes para sustentar a atividade. A sustentabilidade ambiental é avaliada por meio de três grupos diferentes de indicadores: qualificação do uso de recursos naturais, eficiência no uso de recursos, e resíduos gerados. Finalmente, aspectos sociais da sustentabilidade da aquicultura são relacionados à participação das pessoas locais e distribuição equitativa dos benefícios.

Em resumo, existem vários indicadores, formulados especificamente para a aquicultura ou não, que visam avaliar a sustentabilidade nas dimensões ambientais, sociais, econômicas e institucionais. Podem ser de aplicação mais fácil que alguns métodos apresentados, como a análise do ciclo de vida, que requer um extenso banco de dados. Os indicadores podem ser aplicados em diversas escalas, da propriedade à internacional. Os indicadores são combinados para a geração de um índice. A aplicação de indicadores em sistemas que envolviam a aquicultura demonstrou que sistemas integrados apresentam maior sustentabilidade que sistemas não integrados, como nos casos da Tailândia e Malawi.

## **Análise conjunta das metodologias**

A Tabela 3 expõe uma comparação entre os métodos utilizados para medir a sustentabilidade na aquicultura.

A ACV é o método mais usado nas avaliações da sustentabilidade na aquicultura. Avalia somente a dimensão ambiental baseada principalmente no uso de recursos (ex.: terra, água, energia) e poluição produzida (ex.: eutrofização, toxicidade, acidificação). Ela foi usada para avaliar o cultivo de espécies de alto valor comercial como salmão, truta e camarão. Essas espécies têm as cadeias de produção mais estruturadas na aquicultura. São responsáveis por grande volume de transações monetárias no mundo todo, representando uma importância industrial expressiva, e frequentemente são alvo de rotulação ecológica e rastreabilidade para atender às exigências do consumidor. Portanto, a aplicação da ACV é mais fácil, já que essas cadeias produtivas são bem consolidadas. Além disso, a ACV é uma ferramenta criada pelo setor industrial e é um método padronizado pela ISO. Portanto, o interesse em atingir a eficiência de recursos e negligenciar assuntos sociais é um resultado dessa visão. No entanto, sistemas envolvendo a cultura de espécies de alto valor foram também avaliados pelos demais métodos apresentados. A atenção nesses sistemas pode ser devido ao fato dessas atividades serem frequentemente indicadas como não sustentáveis, principalmente por causa de seus impactos ambientais (DIANA, 2009; NAYLOR et al., 2000).

A sustentabilidade da aquicultura é sempre apresentada em discussões sobre o futuro da atividade. Poucas mensurações da sustentabilidade de cultivos aquícolas já foram feitas. Apesar de 16 anos terem se passado desde que a FAO incluiu a aquicultura sustentável no Código de Conduta para a Pesca Responsável (FAO, 1995), a quantidade de dados obtidos ainda é insuficiente para uma avaliação. Apesar disso, é possível discutir as características gerais desses dados.

Tabela 3. Comparação entre os métodos empregados para medir a sustentabilidade na aquicultura.

|   | Análise emergética                             | Pegada ecológica                        | Análise da resiliência             | Análise do ciclo de vida | Conjunto de indicadores   |
|---|--|---|------------------------------------|--------------------------|---|
| Ênfase na quantificação                           | Não  | Sim                                     | Não                                | Sim                      | Sim   |
| Envolvimento dos atores sociais                   | Não, os resultados são de difícil entendimento | Não, mas permite uma compreensão melhor | Em teoria sim, mas na prática, não | Não                      | A maioria não, mas eles podem participar da escolha dos indicadores |
| Componente social                                 | Sim  | Não                                     | Sim                                | Não                      | Sim, mas não é sempre contemplado                                   |
| Estudo de interações                              | Sim  | Sim                                     | Sim                                | Não                      | Não   |
| Benefício econômico como objetivo principal       | Não  | Não                                     | Não                                | Sim                      | Geralmente sim  |
| Promove o uso eficiente de inputs externos        | Não  | Não                                     | Não                                | Sim                      | Sim   |
| Consideração das condições políticas e históricas | Não  | Não                                     | Sim                                | Não                      | Não   |

Os indicadores representam uma ferramenta valiosa para mensurar (quantificar) e/ou simplesmente descrever assuntos em um estado específico ou em um contexto dinâmico. Permitem a avaliação de todas as dimensões da sustentabilidade. No entanto, o uso isolado de indicadores apresenta algumas restrições. Pode ser difícil representar a complexidade do mundo real somente por meio de indicadores. Algumas variáveis como o uso de espécies exóticas, escapes ou uso de antibióticos são difíceis de medir numericamente (BOYD et al., 2007).

A maioria dos indicadores mede eficiências parciais do processo produtivo, frequentemente calculados como taxas de *inputs* (recursos) requeridos por unidade de produto. Eficiências parciais retratam situações específicas e permitem o acompanhamento de processos de mudanças para atingir metas pré-estabelecidas. No entanto, requerem cuidados na sua definição e interpretação. Por exemplo, um indicador usado é a quantidade de farinha de peixe consumida por quilograma de peixe produzido. A opção mais sustentável é aquela que envolve a menor quantidade de farinha de peixe. No entanto, isso não explica como a farinha de peixe foi produzida ou obtida. O que acontece se, por exemplo, a farinha “mais eficiente” vier de uma pesca insustentável? Não podemos permitir que a regra da alocação (regra que define locais ou grupos entre os quais o estoque será dividido) para obter eficiência do uso dos recursos ultrapasse os objetivos de se atingir o desenvolvimento sustentável (COSTANZA et al., 1998).

Escalas diferentes são usadas na avaliação da sustentabilidade da aquicultura. Enquanto produções de baixo custo monetário, como a aquicultura integrada, são avaliadas em nível de propriedade, a avaliação de sistemas de produção de espécies de alto valor é feita em escalas maiores, globais. Parece que o impacto desses últimos poderia ser maior por causa de seus mercados de insumos e dos produtos serem em escala global. No entanto, é importante reconhecer

a contabilidade em diferentes níveis, não somente nos níveis espaciais, já que os sistemas são hierárquicos e dinâmicos. Processos mais lentos operando em escalas maiores são geralmente considerados como parâmetros estáticos nas avaliações da sustentabilidade na aquicultura. Porém, a mudança nessas variáveis é fundamental em longo prazo, e, portanto, para a sustentabilidade, é frequentemente vista como um estado estático, numericamente mensurável. Pelo contrário, a sustentabilidade na aquicultura tem de ser considerada dentro de uma longevidade que é consistente com as escalas de tempo e espaço (COSTANZA; PATTEN, 1995).

A estimativa de eficiências na avaliação do uso de recursos pode levar a conclusões errôneas sobre seus usos. A maioria dos indicadores de uso de recursos é baseada na razão produto: *input*, que considera que um processo é mais sustentável se for mais eficiente. A medida do uso de recurso somente por meio de eficiências é apoiada pelo pensamento da economia convencional, que visa obter o maior lucro por unidade de insumo utilizado, aumentando a receita pela diminuição dos custos de produção. Essa visão considera que os recursos naturais são totalmente substituíveis pelo capital humano. A ACV e vários conjuntos de indicadores são baseados nesta hipótese, pois consideram somente a eficiência no uso dos recursos, e não a fonte dos mesmos. Em contraste, a economia biofísica está mais interessada em conhecer a fonte de recursos ao invés de seu uso, já que ele é considerado finito. Por isso, a análise emergética considera a relação entre recursos não renováveis e renováveis. Embora a pegada ecológica não considere a dimensão econômica, este componente é avaliado indiretamente já que o método considera o estilo de vida de uma determinada comunidade/sociedade.

A pegada ecológica é uma ferramenta eficiente para avaliar o excesso de consumo e comunicar os resultados para uma audiência maior. É apresentada de uma maneira muito simples e clara, o que facilita o envolvimento de todos os tomadores de decisão na geração de resultados e ações baseadas neles. No entanto, não considera as dimensões social e econômica da sustentabilidade.

A sustentabilidade econômica é geralmente medida pela lucratividade. No entanto, as análises para determinar a viabilidade econômica geralmente desconsideram as externalidades, o que possibilita que um empreendimento que cause impactos negativos ambientais e/ou sociais seja considerado lucrativo. A desconsideração da externalidade significa negligenciar a contribuição da natureza e os prejuízos causados para o ambiente ou pessoas na obtenção de produtos, gerando uma subestimação do valor real do produto. Por outro lado, sua internalização pode representar uma aceitação econômica para danos ambientais e sociais permitindo destruir qualquer recurso natural se pagar seu valor em dinheiro. Mas, na realidade, o capital natural não pode ser substituído por capital financeiro. Não existem leis, estudos, padronização ou consenso sobre quais externalidades e seus respectivos valores devem ser incluídos nas análises.

As avaliações da sustentabilidade da aquicultura realizadas até o presente são principalmente focadas na dimensão ecológica, e as conclusões são principalmente referentes aos assuntos ambientais. O componente social, quando incluso na análise, geralmente não considera a “pessoa”. Apenas um estudo da sustentabilidade da aquicultura considerou a melhoria no bem-estar humano por meio da educação e acesso médico. A maioria considera apenas a geração de empregos e renda. A análise das condições políticas e históricas de

uma determinada comunidade são ainda mais raras nas avaliações de sustentabilidade, sendo contempladas apenas na análise de resiliência. A resiliência considera conjuntamente as dimensões sociais e ambientais e a emergência também possui um entendimento mais amplo do sistema do que outros métodos. Por outro lado, o método dos indicadores permite avaliar todas as características de interesse dos sistemas de produção em todas as dimensões. Para isso, basta criar uma variável que reflita a característica considerada.

A carcinicultura marinha é o único sistema de produção que foi avaliado por todos os métodos. Porém, seus resultados geralmente não são comparáveis porque as variáveis usadas são diferentes e as análises são realizadas em diferentes escalas. Isso ocorre porque há diferentes conceitos de sustentabilidade, e porque as pessoas em diferentes regiões podem querer sustentar coisas diferentes. No entanto, se os recursos naturais são considerados finitos e não substituíveis por capital humano, métodos cujos resultados são facilmente comparáveis (como pegada ecológica ou análise emergética) poderiam ser usados em combinação com um conjunto de indicadores desenvolvidos para as condições e necessidades locais.

A complementariedade entre métodos pode resultar em melhores avaliações da sustentabilidade. De fato, a pegada ecológica pode ser usada como um indicador ecológico dentro de uma avaliação mais ampla que envolve também outros indicadores (PULLIN et al., 2007; STEVENSON et al., 2005). Métodos mais complexos, como a análise emergética, podem ser usados em combinação com outro que facilite o entendimento pelos tomadores de decisão, como a pegada ecológica. Apesar da dificuldade na comparação dos resultados obtidos pelos diferentes métodos de avaliação da sustentabilidade da aquicultura, é

possível identificar que sistemas mais equitativos, lucrativos, diversos e eficientes são caracterizados como mais sustentáveis.

Embora exista um número elevado de documentos e artigos científicos afirmando a importância da aquicultura ser sustentável, raros são os trabalhos com enfoque científico sobre o tema. Assuntos essenciais para garantir a sustentabilidade, como o envolvimento de todos os atores sociais, a consideração de aspectos sociais, políticos e históricos de uma comunidade, o estudo da interação do sistema, a consideração da finitude dos recursos ao invés do uso eficiente dos mesmos e a premissa de que o benefício econômico não é o principal objetivo de uma atividade são frequentemente negligenciados pelos métodos de avaliação. É necessário combinar métodos e melhorá-los para assegurar uma avaliação que englobe esses aspectos para que a sustentabilidade na aquicultura seja melhor avaliada.



## Referências

- ADGER, W. N. Social and ecological resilience: are they related? **Progress in Human Geography**, Londres, v. 24, n. 3, p. 347-364, 2000.
- AUBIN, J.; PAPATRYPHON, E.; VAN DER WERF, H. M. G.; PETIT, J.; MORVAN, Y. M. Characterisation of the environmental impact of a turbot (*Scophthalmus maximus*) re-circulating production system using Life Cycle Assessment. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 261, n. 4, p. 1259-1268, Dec. 2006.
- AUBIN, J.; PAPATRYPHON, E.; VAN DER WERF, H. M. G.; CHATZIFOTIS, S. Assessment of the environmental impact of carnivorous finfish production systems using life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 17, n. 3, p. 354-361, Feb. 2009.
- AYER, N. W.; TYEDMERS, P. H. Assessing alternative aquaculture technologies: life cycle assessment of salmonid culture systems in Canada. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 17, n. 3, p. 362-373, Feb. 2009.
- BAILEY, C. Human dimensions of an ecosystem approach to aquaculture. In: SOTO, D.; AGUILAR-MANJARREZ, J.; HISHAMUNDA, N. (Ed.). **Building an ecosystem approach to aquaculture**. Roma: FAO, 2008. p. 37-46. (FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings, 14). Proceedings of the FAO/Universitat de les Illes Balears Expert Workshop, Palma de Mallorca, Spain, May 2007.
- BASSET-MENS, C.; VAN DER WERF, H. M. G. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Oxford, v. 105, n. 1/2, p. 127-144, Jan. 2005.
- BERG, H.; MICHÉLSEN, P.; TROELL, M.; FOLKE, C.; KAUTSKY, N. Managing aquaculture for sustainability in tropical Lake Kariba, Zimbabwe. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 18, n. 2, p. 141-159, Ago. 1996.
- BERGQUIST, D. A. Sustainability and local people's participation in coastal aquaculture: regional differences and historical experiences in Sri Lanka and the Philippines. **Environmental Management**, New York, v. 40, n. 5, p. 787-802, Nov. 2007.
- BINDER, C. R.; FEOLA, G.; STEINBERGER, J. K. Considering the normative, systemic and procedural dimensions in indicator-based sustainability assessments in agriculture. **Environmental Impact Assessment Review**, Amsterdam, v. 30, n. 2, p. 71-81, Feb. 2010.
- BOYD, C. E.; TUCKER, C.; MCNEVIN, A.; BOSTICK, K.; CLAY, J. Indicators of resource use efficiency and environmental performance in fish and crustacean aquaculture. **Reviews in Fisheries Science**, Philadelphia, v.15, n. 4, p. 327-360, Oct. 2007.

BROWN, M. T.; ULGIATI, S. Emergy-based indices and ratios to evaluate sustainability: monitoring economic and technology toward environmentally sound innovation. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 9, n. 1/2, p. 51-69, Sep. 1997.

CAFFEY, R. H.; KAZMIERCZAK JUNIOR, R. F.; AVAULT JUNIOR, J. W. **Developing consensus indicators of sustainability for Southeastern United States aquaculture**. Louisiana: Louisiana Agricultural Experiment Station: Louisiana State University Agricultural Center, 2000. 43 p. (Working Draft Bulletin No. 2000-01).

CARPENTER, S.; WALKER, B.; ANDERIES, J. M.; ABEL, N. From metaphor to measurement: resilience of what to what? **Ecosystems**, New York, v. 4, n. 8, p. 765-781, Dec. 2001.

CARPENTER, S. R.; WESTLEY, F.; TURNER, M. G. Surrogates for resilience of social-ecological systems. **Ecosystems**, New York, v. 8, n. 8, p. 941-944, Dec. 2005.

CAVALETT, O. **Análise emergética da piscicultura integrada à criação de suínos e de pesque-pagues**. 2004. 156 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) - Faculdade de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo.

CEDERBERG, C.; MATSSON, B. Life cycle assessment of milk production - a comparison of conventional and organic farming. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 8, n. 1, p. 49-60, Feb. 2000.

CHAMBERS, N.; SIMMONS, C.; WACKERNAGEL, M. **Sharing nature's interest: ecological footprints as an indicator of sustainability**. London: Earthscan, 2000. 185 p.

COSTANZA, R.; PATTEN, B. C. Defining and predicting sustainability. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 15, n. 3, p. 193-196, Dec. 1995.

COSTANZA, R.; CUMBERLAND, J.; DALY, H.; GOODLAND, R.; NORGAARD, R. **An introduction to ecological economics**. Boca Raton: CRC, 1998. 288 p.

D'ORBCASTEL, E. R.; BLANCHETON, J. P.; AUBIN, J. Towards environmentally sustainable aquaculture: comparison between two trout farming systems using Life Cycle Assessment. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 40, n. 3, p. 113-119, May 2009.

DALSGAARD, J. P. T.; LIGHTFOOT, C.; CHRISTENSEN, V. Towards quantification of ecological sustainability in farming systems analysis. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 4, n. 3, p. 181-189, Apr. 1995.

DALSGAARD, J. P. T.; OFICIAL, R. T. A quantitative approach for assessing the productive performance and ecological contributions of smallholder farms. **Agricultural Systems**, Oxford, v. 55, n. 4, p. 503-533, Dec. 1997.

DIANA, J. S. Aquaculture production and biodiversity conservation. **BioScience**, Uberlândia, v. 59, n. 1, p. 27-38, 2009.

DREYER L. C.; HAUSCHILD, M. Z.; SCHIERBECK, J. A framework for social life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, Heidelberg, v. 11, n. 2, p. 88-97, Mar. 2006.

CONSENSUS SUSTAINABLE AQUACULTURE IN EUROPE: A MULTI-STAKEHOLDER WORKSHOP, 2005, Oostende. **Defining indicators for sustainable aquaculture development in Europe: report**. Oostende: European Aquaculture Society, 2006. 118 p. FP6 Coordination Action. EC contract FOOD-CT-2005-513998.

ELLINGSEN, H.; AANONDSSEN, S. A. Environmental impacts of wild caught cod and farmed salmon: a comparison with chicken. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, Heidelberg, v. 1, n. 1, p. 60-65, Jan. 2006.

FAO. **Code of conduct for responsible fisheries**. Roma, 1995. 41 p.

FAO. **Report of the ad-hoc expert meeting on indicators and criteria of sustainable shrimp culture**. Roma, 1998. 76 p. (FAO Fisheries Report n. 582).

FERNANDES, L. A. de O.; WOODHOUSE, P. J. Family farm sustainability in southern Brazil: an application of agri-environmental indicators. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 66, n. 2, p. 243-257, June 2008.

FOLKE, C.; KAUTSKY, N.; BERG, H.; JANSSON, A.; TROELL, M. The Ecological Footprint Concept for Sustainable Seafood Production: A review. **Ecological Applications**, Washington, v. 8, n. 1, p. 563-571, 1998.

FOLKE, C.; CARPENTER, S.; ELMQVIST, T.; GUNDERSON, L.; HOLLING, C.S.; WALKER, B. Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformation. **Ambio**, Dordrecht, v. 31, n. 5, p. 437-440, 2002.

FOLKE, C.; COLDING, J.; BERKES, F. Building resilience and adaptive capacity in social-ecological systems. In: BERKES, F.; COLDING, J.; FOLKE, C. (Ed.). **Navigating social-ecological systems**. Cambridge: Cambridge University Press, 2003. p. 352-473.

GIAMPIETRO, M. Socioeconomic pressure, demographic pressure, environmental loading and technological changes in agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 65, p. 201-229, 1997.

GONZÁLEZ, O. H. A.; BELTRAN, L. F.; CÁCERES-MARTINEZ, L. F.; RAMIREZ, H.; HERNANDEZ-VÁZQUEZ, S.; TROYO-DIEGUEZ, E.; ORTEGA-RUBIO, A. Sustainability Development Analysis of Semi-intensive Shrimp Farms in Sonora, Mexico. **Sustainable Development**, Malden, v. 11, p. 213-222, 2003.

GUNDERSON, L. C.; HOLLING, C. S. **Panarchy: understanding transformations in human and natural systems**. Washington: Island Press, 2002. 507 p.

GYLLENHAMMAR, A.; HAKANSON, L. Environmental consequence analyses of fish farm emissions related to different scales and exemplified by data from the Baltic - a review. **Marine Environmental Research**, Oxford, v. 60, p. 211-243, 2005.

HARDI, P.; BARG, S.; HODGE, T.; PINTER, L. **Measuring sustainable development**: review of current practice. Winnipeg: International Institute for Sustainable Development, 1997. 119 p. (Occasional paper n. 17).

HOSPIDO, A.; VAZQUEZ, M. E.; CUEVAS, A.; FEIJOO, G.; MOREIRA, M. T. Environmental assessment of canned tuna manufacture with a life cycle perspective. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 47, p. 56 - 72, 2006.

JACKSON, T. Sustainability and the 'Struggle for Existence': The Critical Role of Metaphor in Society's Metabolism. **Environmental Values**, Cambridge, v. 12, n. 3, p. 289-316, 2003.

JUNGBLUTH, N.; TIETJE, O.; SCHOLZ, R. W. Food purchasers: Impacts from the consumers' point of view investigated with a modular LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, Heidelberg, v. 5, p. 134-142, 2000.

KRUSE, S. A.; FLYSJÖ, A.; KASPERCZYK, N.; SCHOLZ, A. J. Socioeconomic indicators as a complement to life cycle assessment-an application to salmon production systems. **International Journal of Life Cycle Assessment**, Heidelberg, v. 14, p. 8-18, 2009.

LARSSON, J.; FOLKE, C.; KAUTSKY, N. Ecological Limitations and appropriation of Ecosystem Support by Shrimp Farming in Colombia. **Environmental Management**, New York, v. 18, n. 5, p. 663-676, 1994.

LIGHTFOOT, C.; PREIN, M.; LOPEZ, T. Bioresource flow modeling with farmers. **ILEIA Newsletter**, Leusden, v. 10, n. 3, p. 22-23, 1994.

MORSE, S.; MCNAMARA, N.; ACHOLO, M.; OKWOLI, B. Sustainability indicators: the problem of integration. **Sustainable Development**, Malden, v. 9, n. 1, p. 1-15, 2001.

MUNGKUNG, R. T. **Shrimp aquaculture in Thailand**: application of life cycle assessment to support sustainable development. 2005. Thesis (Doctorate) - Center for Environmental Strategy, School of Engineering, University of Surrey, Surrey, United Kingdom.

MUNGKUNG, R.; GHEEWALA, S. Use of life cycle assessment (LCA) to compare the environmental impacts of aquaculture and agri-food products. In: BARTLEY, D. M.; BRUGÈRE, C.; SOTO, D.; GERBER, P.; HARVEY, B. (Ed.). **Comparative assessment of the environmental costs of aquaculture and other food production sectors**: methods for meaningful comparisons. Roma: FAO, 2007. p. 87-96. (FAO Fisheries Proceedings, n. 10).

MYRVANG, M. **Life cycle assessment of a marine farm co-located with a refinery.** 2006. 56 p. Dissertação (Mestrado em Industrial Ecology) - Departamento de Energy and Process Engineering, Faculty of Information Technology and Electrical Engineering, Norwegian University of Science and Technology, Trondheim.

NAYLOR, R. L.; GOLDBURG, R. J.; PRIMAVERA, J. H.; KAUTSKY, N.; BEVERIDGE, M. C. M.; CLAY, J.; FOLKE, C.; LUBCHENCO, J.; MOONEY, H.; TROELL, M. Effect of aquaculture on world fish supplies. **Nature**, London, v. 405, n. 6790, p. 1017-1024, 2000.

ODUM, H. T.; ARDING, J. **Emergy Analysis of Shrimp Mariculture in Ecuador.** Gainesville, Florida: Environmental Engineering Sciences and Center for Wetlands, University of Florida, 1991. 114 p.

ODUM, H. T. Emergy in ecosystems. In: POLUNIN, N. (Ed.). **Environmental Monographs and Symposia.** New York: John Wiley, 1986. p. 337-369.

ODUM, H. T. Self-Organization, Transformity, and Information. **Science**, Washington, v. 242, p. 1132-1139, 1988.

OECD. **Environmental indicators for agriculture: Concepts and Framework.** Paris: OECD Press, 1999. v. 1, 45 p.

ORTEGA, E. Análise emergética na aquicultura: cultivo de bagre no Alabama. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE PATOLOGISTAS DE ORGANISMOS AQUÁTICOS - ENBRAPOA, 7.; ENCONTRO LATINO-AMERICANO DE PATOLOGISTAS DE ORGANISMOS AQUÁTICOS - ELAPOA, 3., 2002, Foz do Iguaçu. **Resumos...** Maringá: ABRAPOA, 2004. Disponível em: <<http://www.unicamp.br/fea/ortega>>. Acesso em: 12 jun. 2012.

PAPATRYPHON, E.; PERIT, J.; KAUSHIK, S. J.; VAN DER WERF, H. M. G. An evaluation of the environmental impacts of aquaculture feeds using Life Cycle Assessment (LCA). In: INTERNATIONAL CONFERENCE SEAFARMING TODAY AND TOMORROW, AQUACULTURE EUROPE, 32., 2002, Trieste. **Proceedings...** Trieste: European Aquaculture Society, 2002. p. 425-426.

PAPATRYPHON, E.; PETIT, J.; VAN DER WERF, H. M. G.; KAUSHIK, S. Life Cycle Assessment of trout farming in France: a farm level approach. **DIAS Report: Animal Husbandry**, Tjele, n. 61, p. 71-77, Oct. 2004. Proceedings from the 4<sup>th</sup> International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-food sector, October 6-8, 2003, Bygholm, Denmark. Disponível em: <<http://infohouse.p2ric.org/ref/37/36557.pdf#page=71>>. Acesso em: 10 jun. 2012.

PAPATRYPHON, E.; PETIT, J.; VAN DER WERF, H. M. G. The development of Life Cycle Assessment for the evaluation of rainbow trout farming in France. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON LIFE CYCLE ASSESSMENT IN THE AGRI-FOOD SECTOR, 4<sup>th</sup>., 2003, Bygholm, Denmark. **Proceedings...** Aalborg, Denmark: 2.-0 LCA consultants, 2004a. p. 6-8. Disponível em: <[http://lcafood.dk/lca\\_conf/contrib/elias\\_papatryphon.pdf](http://lcafood.dk/lca_conf/contrib/elias_papatryphon.pdf)>. Acesso em: 10 jun. 2012.

PAPATRYPHON, E.; PETIT, J.; KAUSHIK, S. J.; VAN DER WERF, H. M. G. Environmental impact assessment of salmonids feeds using Life Cycle Assessment. **Ambio**, Dordrecht, v. 33, p. 316-323, 2004b.

PELLETIER, N.; TYEDMERS, P. Feeding farmed salmon: is organic better? **Aquaculture**, Amsterdam, v. 272, p. 399-416, 2007.

PELLETIER, N.; TYEDMERS, P.; SONESSON, U.; SCHOLZ, A.; ZIEGLER, F.; FLYSJO, A.; KRUSE, S.; CANCINO, B.; SILVERMAN, H. Not All Salmon Are Created Equal: Life Cycle Assessment (LCA) of Global Salmon Farming Systems. **Environmental Science & Technology**, Washington, v. 43, p. 8730-8736, 2009.

PIGOU, A. C. **The economics of welfare**. New York: Cosimo, 2005. v. 1, 408 p.

PULLIN, R.; FROESE, R.; PAULY, D. Indicators for the sustainability of aquaculture. In: BERT, T. M. (Ed.). **Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities**. New York: Springer, 2007. p. 3-72.

REY-VALETTE, H.; CLÉMENT, O.; AUBIN, J.; MATHÉ, S.; CHIA, E.; LEGENDRE, M.; CARUSO, D.; MIKOLASEK, O.; BLANCHETON, J. P.; SLEMBROUCK, J.; BARUTHIO, A.; RENÉ, F.; LEVANG, P.; MORRISSENS, P.; LAZARD, J. **Guide to the Co-Construction of Sustainable Development Indicators in Aquaculture**. Montpellier: EVAD, 2008. 144 p.

RIGBY, D.; WOODHOUSE, P.; YOUNG, T.; BURTON, M. Constructing a farm level indicator of sustainable agricultural practice. **Ecological Economy**, Amsterdam, v. 39, p. 463-478, 2001.

RODRIGUES, G. S.; RODRIGUES, I. A.; BUSCHINELLI, C. C. A.; BARROS, I. Integrated farm sustainability assessment for the environmental management of rural activities. **Environmental Impact Assessment Review**, Amsterdam, v. 30, p. 229-239, 2010.

RÖNNBACK, P.; TROELL, M.; ZETTERSTRÖM, T.; BABU, D. E. Mangrove dependence and sócio-economic concerns in shrimp hatcheries of Andhra Pradesh, India. **Environmental Conservation**, New York, v. 30, n. 4, p. 344-352, 2003.

SCIENCEMAN, D. M. Energy and emergy. In: PILLET, G.; MUROTA, T. (Ed.). **Environmental economics: the analysis of a major interface**. Geneva: Leimgruber, 1987. p. 257-276.

SOTO, D.; AGUILAR-MANJARREZ, J.; HISHAMUNDA, N. (Ed.). **Building an ecosystem approach to aquaculture**. Roma: FAO, 2008. 221 p. (FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings, 14). Proceedings of the FAO/Universitat de les Illes Balears Expert Workshop, Palma de Mallorca, Spain, May 2007.

SRITUHLA, P. **Environmental Life Cycle Assessment of Shrimp Production in Thailand: A case study in Ranong province**. 2001. Dissertação (Mestrado) - School of Environmental, Resources and Development, Asian Institute of Technology, Bangkok.

STEVENSON, J. R.; IRZ, X. T.; VILLARANTE, P. **Analysis of trade-offs among sustainability objectives**: a multicriteria approach. Stirling, United Kingdom: University of Stirling, 2005. (Working paper 3). DFID Aquaculture and Fish Genetics Research Programme. Research project R8288: Assessing the sustainability of brackish-water aquaculture systems in the Phillipines.

THRANE, M. **Environmental impacts from Danish fish products - hotspots and environmental policies**. 2004. 535 p. Thesis (Doctorate) - Department of Development and Planning, Aalborg University, Aalborg.

TIPRAQSA, P.; CRASWELL, E. T.; NOBLE, A. D.; SCHMIDT-VOIGT, D. Resource integration for multiple benefits: Multifunctionality of integrated farming systems in Northeast Thailand. **Agricultural Systems**, Oxford, v. 94, p. 694-703, 2007.

VALENTI, W. C.; KIMPARA, J. M.; ZAJDJBAND, A. D. Métodos para medir a sustentabilidade na aquicultura. **Panorama da Aquicultura**, Rio de Janeiro, n. 119, p. 28-33, maio/jun. 2010.

VALENTI, W. C.; KIMPARA, J. M.; PRETO, B. L. Measuring aquaculture sustainability. **World Aquaculture Society Magazine**, Baton Rouge, v. 43, n. 3, 2011.

VAN BELLEN, H. M. **Indicadores de sustentabilidade**. Rio de Janeiro: FGV, 2007. 256 p.

VAN DER WERF, H. M. G.; PETIT, J. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. **Agriculture, Ecosystem & Environment**, Amsterdam, v. 9, p. 131-145, 2002.

VON WIRÉN-LEHR, S. Sustainability in agriculture - an evaluation of principal goal oriented concepts to close the gap between theory and practice. **Agriculture, Ecosystem & Environment**, Amsterdam, v. 84, p. 115-129, 2001.

WACKERNAGEL, W.; REES, M. Urban ecological footprints: Why cities cannot be sustainable - And why they are a key to sustainability. **Environmental Impact Assessment Review**, Amsterdam, v. 16, n. 4-6, p. 223-248, 1996.

WALKER, B.; CARPENTER, S.; ANDERIES, J.; ABEL, N.; CUMMING, G.; JANSSEN, M.; LEBEL, L.; NORBERG, J.; PETERSON, G. D.; PRITCHARD, R. Resilience management in social-ecological systems: a working hypothesis for a participatory approach. **Conservation Ecology**, Gainesville, v. 6, n. 1, p. 14, 2002.

ZAJDJBAND, A. D.; KIMPARA, J. M.; VALENTI, W. C. Como medir a sustentabilidade da aquicultura? In: CONGRESSO SUL DE PRODUÇÃO ANIMAL SUSTENTÁVEL, 1., 2010, Chapecó. **Resumos...** Chapecó: EPAGRI: EMBRAPA: UNIOESTE, 2010. p. 1-5.

ZIEGLER, F.; NILSSON, P.; MATTSSON, B.; WALTHER, Y. Life cycle assessment of frozen cod fillets including fishery-specific environmental impacts. **International Journal of Life Cycle Assessment**, Heidelberg, v. 8, n. 1, p. 39-47, 2003.



---

**Meio-Norte**

Ministério da  
Agricultura, Pecuária  
e Abastecimento



CGPE 10432